

## DIPLOMOVÁ PRÁCE

Metalurgické strusky jako sorbenty těžkých kovů

Metallurgical slags as sorbents of heavy metals

Jméno autora: Bc. Rudolf Ricka

Rok odevzdání: 2021

## **Abstrakt**

Tato diplomová práce se zabývá výzkumem možnosti opětovného využití ocelářské strusky, odebrané z kyslíkového konvertoru, coby adsorbentu iontů  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ . Je tvořena dvěma částmi. Teoretická část je zaměřena na podrobnější charakteristiku těžkých kovů, eliminačních postupů, ocelářských strusek a adsorpčního procesu. Součástí je i popis principů analytických metod, aplikovaných v praktické části práce. Práce se ve své experimentální části zprvu věnuje předúpravě a charakterizaci strusky, použitím dostupných analytických metod. Experimentální část se zabývá adsorpcí iontů vybraných těžkých kovů na předupravené ocelářské strusce provedením sorpčních testů a analýzy získaných produktů pomocí metod AAS a termické analýzy.

## **Klíčová slova**

Těžké kovy, zinek, měď, nikl, ocelářská struska, adsorpce

## **Abstract**

The thesis deals with the investigation of reuse of steel slag, taken from the basic oxygen furnace, as an adsorbent of  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  and  $\text{Zn}^{2+}$  ions. It consists of two parts. The theoretical part is focused on more detailed characteristics of heavy metals, elimination procedures, steel slags and adsorption process. It also includes a description of the principles of analytical methods, applied in the practical part of the work. In its experimental part, the thesis focuses on the pretreatment and characterization of slag, using available analytical methods. The experimental part deals with adsorption of ions of the selected heavy metals on pretreated steel slag, performing sorption tests and analysis of the obtained products using methods AAS and thermal analysis.

## **Keywords**

Heavy metals, zinc, copper, nickel, steel slag, adsorption

## **Poděkování**

Práce byla vypracována v rámci projektu DMS: „Výzkum způsobů nakládání s odpady, materiály a vedlejšími produkty hutních a souvisejících provozů“ (číslo projektu: CZ.02.1.01/0.0/0.0/17\_049/0008426). Rád bych poděkoval vedoucí mé diplomové práce doc. Ing. Šárce Langové, CSc. za odborné vedení, cenné rady, vstřícnost, a trpělivost, kterou mi věnovala a konzultantovi Ing. Vladislavu Kůrkovi za odborné připomínky. Rovněž děkuji paní Ing. Soně Študentové, paní doc. Mgr. Lucii Bartoňové, Ph. D. a panu doc. Ing. Vlastimilu Matějkovi, Ph. D. za provedení několika analýz.

# Obsah

<b>1. Úvod .....</b>	<b>6</b>
<b>2. Teoretická část .....</b>	<b>7</b>
2. 1. Těžké kovy .....	7
2. 1. 1. Toxicita těžkých kovů .....	7
2. 1. 2. Zdroje těžkých kovů .....	7
2. 1. 3. Zinek .....	8
2. 1. 4. Nikl .....	8
2. 1. 5. Měď .....	9
2. 1. 6. Techniky odstraňování těžkých kovů .....	9
2. 1. 6. 1. Chemické srážení .....	9
2. 1. 6. 2. Chemická koagulace – flokulace .....	10
2. 1. 6. 3. Flotace .....	10
2. 1. 6. 4. Elektrodialýza .....	11
2. 1. 6. 5. Membránové filtrační procesy .....	12
2. 1. 6. 6. Iontová výměna .....	12
2. 1. 6. 7. Biosorpce .....	13
2. 2. Strusky .....	14
2. 2. 1. Ocelářenské strusky .....	14
2. 3. Adsorpce .....	17
2. 3. 1. Princip a adsorpční mechanismy .....	17
2. 3. 2. Faktory ovlivňující adsorpci .....	18
2. 3. 3. Adsorpční kinetika .....	18
2. 3. 4. Adsorpční izotermy .....	19
2. 3. 4. 1. Freundlichova adsorpční izoterma .....	19
2. 3. 4. 2. Langmuirova adsorpční izoterma .....	20
2. 3. 4. 3. BET adsorpční izoterma .....	21
2. 3. 5. Adsorbenty .....	22
2. 3. 6. Studie zabývající se adsorpcí těžkých kovů na ocelářenských struskách .....	23
2. 4. Principy aplikovaných analytických metod .....	25
2. 4. 1. Atomová adsorpční spektrometrie (AAS) .....	25

2. 4. 2. Termická analýza .....	26
2. 4. 2. 1. Termogravimetrická analýza (TGA) .....	26
2. 4. 2. 2. Diferenciální termická analýza (DTA) .....	27
2. 4. 3. RTG fluorescenční spektrometrie (XRF) .....	27
2. 4. 4. RTG difrakce (XRD) .....	27
<b>3. Experimentální část .....</b>	<b>28</b>
3. 1. Předúprava a analýza vzorku ocelářenské strusky .....	28
3. 1. 1. Chemická analýza vzorku ocelářenské strusky .....	29
3. 1. 2. Fázová analýza vzorku ocelářenské strusky .....	30
3. 1. 3. Měrný povrch adsorbentu .....	31
3. 2. Sorpční testy .....	33
3. 2. 1. Měření kinetiky adsorpce .....	33
3. 2. 2. Stanovení adsorpčních kapacit .....	33
3. 2. 3. Adsorpce těžkých kovů na ocelářenské strusce – aplikace vzorků odpadních vod .....	34
3. 3. Termická analýza vzorků pevných reziduí a ocelářenské strusky .....	35
<b>4. Výsledky a jejich vyhodnocení .....</b>	<b>37</b>
4. 1. Výsledky a vyhodnocení stanovení adsorpčních kapacit .....	37
4. 2. Výsledky a vyhodnocení – Kinetika adsorpce .....	40
4. 2. 1. Výsledky a diskuze kinetických měření .....	40
4. 2. 2. Aplikace kinetických modelů .....	42
4. 2. 2. 1. Kinetický model pseudo – prvního řádu .....	42
4. 2. 2. 1. Kinetický model pseudo – druhého řádu .....	44
4. 2. 2. 2. Kinetický model intrapartikulární difuze .....	45
4. 3. Výsledky a vyhodnocení adsorpce těžkých kovů na připravené ocelářenské strusce – aplikace vzorků odpadních vod .....	48
4. 4. Výsledky a vyhodnocení termické analýzy .....	49
<b>5. Závěr .....</b>	<b>55</b>
<b>6. Literatura .....</b>	<b>56</b>
<b>7. Seznam obrázků .....</b>	<b>66</b>
<b>8. Seznam tabulek .....</b>	<b>67</b>
<b>9. Seznam grafů .....</b>	<b>68</b>
<b>10. Seznam zkratk .....</b>	<b>69</b>

# 1. Úvod

Rostoucí množství odpadu a omezené množství surovin vedou k nutnosti recyklace některých materiálů. Skládání nebezpečných odpadů je rizikem pro životní prostředí.

Těžké kovy se uvolňují do životního prostředí zejména činnostmi v různých průmyslových sektorech (př. zemědělství, hutnictví, těžba). Nízký podíl na emisích těžkých kovů lze přisuzovat přírodním procesům. Přítomnost uvedené skupiny nebezpečných prvků v okolí představuje zásadní hrozbu pro život lidstva, živočišstva i rostlinstva. Svou akumulací mohou vyvolat vážná onemocnění, popřípadě až smrt jednotlivců. Kovy lze odstranit např. chemickým srážením, chemickou koagulací – flokulací, flotací, membránovými procesy, iontovou výměnou či adsorpcí. Principy těchto postupů jsou detailněji objasněny v teoretické části diplomové práce.

Adsorpce, která je klíčovým dějem této práce, představuje jednu z nejefektivnějších technik eliminace iontů těžkých kovů. Vykazuje optimální výsledky v případě použití vysoce porézních materiálů o řádově stovkách až tisících  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$  (kupř. aktivní uhlí, zeolity, oxid hlinitý či makromolekulární pryskyřice). Nicméně přestože lze považovat uvedené látky za ideální sorbenty, náklady související s jejich produkcí jsou vysoké.

V nynější době jsou hledány, vzhledem k výše zmíněným skutečnostem, vysoce dostupné a zároveň nízkonákladové adsorbenty. Jedná se primárně o odpady z průmyslu a biomateriály. Mezi tyto materiály lze začlenit i ocelářenské strusky, které mají obrovský potenciál stát se efektivní sorpční směsí.

Cílem této diplomové práce bylo vyhledat a představit aktuální způsoby odstraňování těžkých kovů z vodných roztoků, provést předúpravu vzorku odebrané konvertorové strusky, charakterizovat připravený vzorek strusky pomocí analytických technik a realizovat sorpční testy, jejichž výsledky potvrdí nebo vyvrátí možnost opětovného užití tohoto odpadního materiálu jakožto adsorbentu vybraných iontů ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ ).

## **2. Teoretická část**

### **2. 1. Těžké kovy**

Těžké kovy lze definovat jako kovové a polokovové (př. As, Se) prvky s hustotou převyšující  $4000 \text{ kg.m}^{-3}$ . Obecně vykazují až pětikrát vyšší hodnoty uvedeného parametru, ve srovnání s vodou. V organismu i životním prostředí jsou přítomny většinou v nízkých koncentracích s výjimkou železa, což je nejvíce zastoupený kov v zemské kůře [1, 2, 3].

#### **2. 1. 1. Toxicita těžkých kovů**

Dle vlivu na životní prostředí lze těžké kovy dělit na esenciální a neesenciální.

Esenciální kovy jsou považovány za nezbytné pro růst rostlin. Udržují fyziologické a biochemické funkce organismu. Nicméně jestliže jejich koncentrace překročí prahovou (kritickou) úroveň mohou se stát prvky pro faunu a flóru toxickými. Do skupiny zmíněných kovů patří kobalt, chrom, měď, železo, mangan, molybden, nikl, selen a zinek.

Neesenciální kovy, kterými jsou kupříkladu arsen, olovo, kadmium, nebo rtuť, lze na rozdíl od esenciálních pokládat za toxické již při velmi nízkých koncentracích. Jejich přítomnost v životním prostředí může vést až k fatálním dopadům na život rostlinstva a živočišstva [2, 3, 4, 5].

#### **2. 1. 2. Zdroje těžkých kovů**

Vlivem procesů probíhajících v přírodě (lesní požáry, sopečné erupce, nebo zvětrávání hornin) dochází k emisím těžkých kovů, a tudíž ke kontaminaci jednotlivých složek životního prostředí (půda, voda, ovzduší). Těžké kovy jsou v přírodě přítomny ve formě sloučenin. Jsou součástí oxidů, síranů, silikátů, sulfidů, či organických sloučenin [6].

Významný podíl těžkých kovů vzniká antropogenní činností. Jen spalováním fosilních paliv dochází např. k emisím niklu, rtuti, cínu, vanadu a selenu. Tavicími procesy v průmyslu se uvolňuje měď, arsen a zinek. Již uvedený prvek arsen se též dostává do životního prostředí při použití insekticidů. Dalším nebezpečným polutantem je olovo. Tento toxický prvek se uvolňuje do ovzduší emisemi výfukových plynů automobilů [6].

### 2. 1. 3. Zinek

Zinek je modrobílý lesklý kov. Vyskytuje se ve vodě i půdě. Je jedním z nejrozšířenějších prvků v zemské kůře. Tento těžký kov je přítomný ve formě solí i v minerálních a multivitaminových doplňcích. Jeho použitím lze omezit vstřebávání mědi v organismu, čehož lze využít při léčbě Wilsonovy choroby. Kovový zinek se rovněž používá k výrobě suchých článků nebo slitin (bronz, mosaz) [7].

Zinek se nejčastěji nachází ve formě sloučenin. Významným je například oxid zinečnatý, který lze použít jako katalyzátor při vulkanizaci gumy, galvanizaci železných a ocelových předmětů, při výrobě barev, léčivých přípravků, či kosmetiky. Průmyslově uplatnitelnými sloučeninami zinku jsou rovněž chlorid zinečnatý, sulfid zinečnatý a síran zinečnatý. Tyto sloučeniny lze zakomponovat do postupů výroby impregnačních prostředků, pigmentu a umělého hedvábí [2, 7].

Ačkoliv se může zinek jevit jako prvek s netoxickými účinky na lidský organismus (byť v případě vodních organismů je tomu naopak, představuje pro ně značné riziko), jeho extrémní příjem vyvolává růstové problémy. Otrava tímto těžkým kovem se projevuje průjmem, selháním orgánů (ledvin, jater), žaludečními křečemi, nevolností, či zvracením [2, 7].

### 2. 1. 4. Nikl

Nikl je stříbřitě bílý, tvrdý, hojně zastoupený přírodní prvek. Nachází se v zemské kůře, v meteoritech, či na dně oceánů. Tento kov je majoritně získáván ze sulfidických Ni/Cu rud, nacházejících se kupříkladu v kanadské oblasti Sudbury. Právě Kanada společně s Ruskem, Francií, Austrálií a Japonskem, jsou považováni za největší producenty niklu na světě [8].

Nikl lze kombinovat s ostatními kovovými prvky (Zn, Fe, Cu, Cr) za vzniku slitin. Kovové směsi niklu s uvedenými prvky se používají k výrobě mincí, ventilů a výměníků tepla. Důležitou slitinou tohoto kovu je nerezová ocel, používaná k výrobě výzbroje, šperků nebo lékařských protéz. Neméně podstatnými jsou i sloučeniny niklu se sírou, chlórem, či kyslíkem, využitelné při galvanickém pokovování a barvení keramiky [8].

Má karcinogenní účinky. Existují epidemiologické studie, které prokazují zvýšené riziko vzniku rakoviny nosu a dýchacích cest. Tento těžký kov tělo absorbuje vdechováním a požitím. Rizikovou skupinu obyvatelstva představují především pracovníci vykonávající těžbu



a rafinaci uvedeného kovu, poněvadž jsou dlouhodobě vystaveni masivní expozici prachu obsahujícího nikl [8, 9].

### **2. 1. 5. Měď**

Měď je kovový prvek, přirozeně se vyskytující v životním prostředí (v půdě, ve vodě, nebo v rudách). Řadí se mezi takzvané biogenní prvky, které jsou považovány za nezbytné pro život [10].

Je charakteristická svou dobrou tepelnou i elektrickou vodivostí, tvárností, houževnatostí a odolností vůči korozi [11].

Tento těžký kov se využívá k výrobě drátů, plechů, vodovodních potrubí, elektronických čipů, baterií, průmyslových hnojiv, insekticidů a fungicidů. Jeho kombinací s jiným kovem vznikají pevnější a tvrdší (oproti Cu v čisté formě) slitiny. Konkrétně bronz (směs Cu a Sn), mosaz (směs Cu a Zn) a měďnatý nikl (směs Cu a Ni) [2, 10, 11].

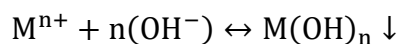
Jedná se o prvek, který je přítomný v lidském těle ve stopových množstvích. Působí jako antioxidant, zásadně ovlivňuje produkci myelinu, hemoglobinu i melaninu a napomáhá správné funkci enzymů v metabolismu. Přestože je biologicky potřebným a třetím nejhojněji zastoupeným stopovým prvkem v lidském těle (po Zn a Fe), při příjmu 80 000 až 100 000  $\mu\text{g}$  Cu se stává toxickým. Akutní i chronická intoxikace tímto kovem může způsobit těžké poškození jater, zatímco jeho nedostatek se projevuje chudokrevností (anémií) [10, 12].

### **2. 1. 6. Techniky odstraňování těžkých kovů**

Vzhledem k případným nežádoucím dopadům těžkých kovů na životní prostředí a zdraví živých organismů je nutno zabránit, popřípadě omezit, jejich uvolňování z průmyslových činností. Odstranění zmíněných kovů lze dosáhnout aplikací následných fyzikálně-chemických metod.

#### **2. 1. 6. 1. Chemické srážení**

Princip této techniky tkví v převodu kovových iontů na nerozpustnou sloučeninu, chemickou reakcí mezi rozpustnými sloučeninami kovů a srážecím činidlem. Nejčastěji jsou těžké kovy vysráženy použitím hydroxidů ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ,  $\text{NaOH}$ ) nebo sulfidů. Mechanismus odstraňování těžkých z roztoků tímto postupem lze popsat následující chemickou rovnicí:



$M^{n+}$ ,  $OH^{-}$  ..... rozpuštěné kovové ionty

$M(OH)_n$  ..... nerozpustný hydroxid kovu

Tato metoda je považována za jednoduchou a nenákladnou. Používanými činidly bývají většinou vysoce dostupné a levné látky. Při srážení je potřeba sledovat parametry pH či teplotu, které jsou klíčovými pro vznik sraženiny [2, 13, 14].

## **2. 1. 6. 2. Chemická koagulace-flokulace**

Koagulace je založena na destabilizaci koloidních částic a tvorbě kovových sloučenin použitím chemického koagulantu. Uvedený proces vede k sedimentaci zmíněných sloučenin. Po koagulaci obvykle nastává flokulace (vločkování), zakládající se na spojování nestabilních částic do vloček [13, 14].

Průběh této techniky je ovlivnitelný hodnotou pH. Maximální efektivitu odstraňování těžkých kovů vykazuje metoda při dosažení hodnoty pH 11,0 – 11,5 [13].

Mezi široce využívané chemické koagulanty patří například kamenec, chlorid železitý ( $FeCl_3$ ), nebo síran železnatý ( $FeSO_4$ ) [14].

Vysoké provozní náklady výrazně limitují použitelnost tohoto postupu. Navíc pro úplné odstranění těžkých kovů je nezbytné užití většího počtu metod, nikoliv jen samotné chemické koagulace – flokulace [14].

## **2. 1. 6. 3. Flotace**

Touto separační technologií lze oddělit pevné nebo kapalně částice z kapalně fáze. Při procesu dochází k zavádění plynových bublin do kapaliny. Jejich vzájemným kontaktem s částicemi vznikají aglomeráty částice – bublina. Přítomností bublin se zvyšuje vztlaková síla aglomerátů. Se vzrůstem tohoto typu síly, částice stoupají vzhůru k hladině kapalně fáze ze které jsou nakonec odebírány jako plovoucí kal sběrným zařízením.

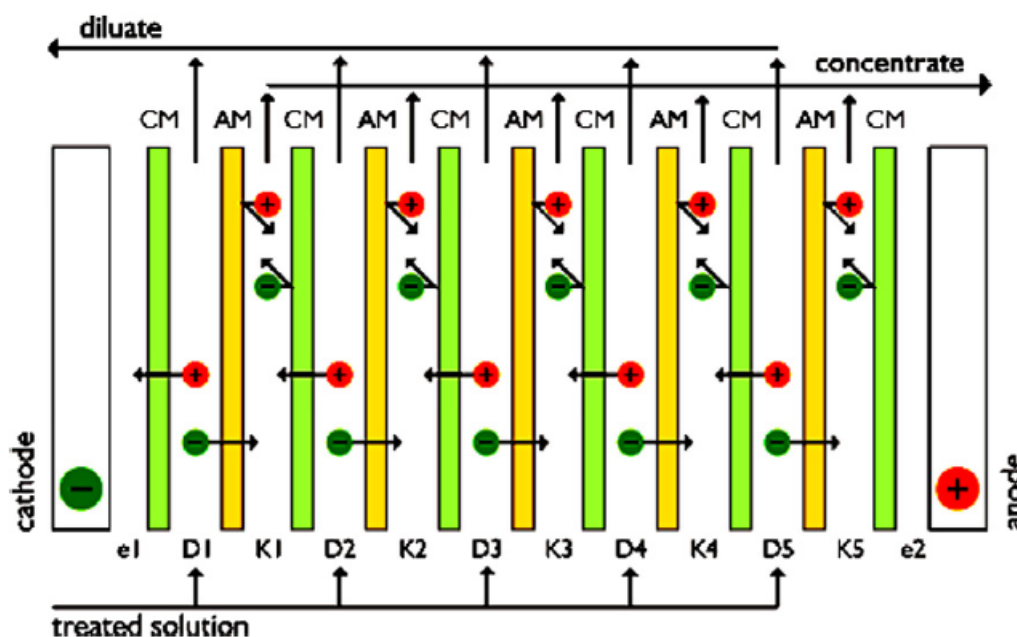
Flotaci lze rozdělit do 5 rozdílných typů:

- 1) Flotace dispergovaného vzduchu
- 2) Flotace rozpuštěného vzduchu (DAF)
- 3) Vakuová flotace
- 4) Elektroflotace
- 5) Biologická flotace

Nejpoužívanějším typem je DAF, neboli flotace rozpuštěného vzduchu [13, 15].

#### 2. 1. 6. 4. Elektrodialýza

Elektrodialýzu lze charakterizovat jako elektrochemickou metodu, využívající iontoměničové membrány k separaci iontů. Mobilita těchto částic je zajištěna působením elektrického potenciálu. Při průchodu kapaliny zařízením dochází k migraci aniontů k anodě (kladně nabitě elektrodě) a kationtů ke katodě (záporně nabitě elektrodě) skrz anionměničové a kationměničové membrány (viz. Obr. 1) [13, 14, 16].



Obr. 1 – Princip elektrodialýzy [14]

Tento proces nachází své uplatnění při zpracování brakické a mořské vody na vodu pitnou a procesní, či při úpravě odpadních vod z průmyslu. Aplikace této metody odstraňování těžkých kovů je do značné míry limitována vysokými provozními náklady, manipulačními náklady spojenými s likvidací kalu a vysokou energetickou náročností [13, 16].

## **2. 1. 6. 5. Membránové filtrační procesy**

Membránovými filtračními technologiemi lze odstranit organické i anorganické kontaminanty z odpadních vod. Podstatou technik je oddělování částic různých velikostí z kapalných nebo plyných roztoků. Hnací silou těchto procesů je tlakový rozdíl na obou stranách membrány [13, 17].

K separaci těžkých kovů lze užít nadcházející tři rozdílné filtrační postupy:

- Ultrafiltraci (UF)
- Nanofiltraci (NF)
- Reverzní osmózu (RO)

Ultrafiltrací se oddělují těžké kovy, nerozpuštěné látky z anorganických roztoků a makromolekuly. Proces závisí na velikosti pórů a molekulární hmotnosti separovaných sloučenin. UF využívá propustnou ultrafiltrační membránu s velikostí pórů 50 – 100 nm [13,18].

Mechanismus nanofiltrace spočívá v elektrickém a sterickém efektu. Touto metodikou, lze zpracovávat, použitím NF membrán, anorganické odpadní vody [13].

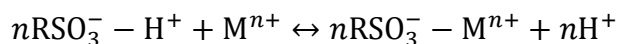
Reverzní osmóza se jeví jako nejefektivnější (z hlediska separace těžkých kovů z anorganických roztoků), ale zároveň nejnákladnější filtrační způsob provedení. V případě RO je roztok obsahující kovy přinucen (vlivem tlaku) k průchodu membránou, na které dochází k záchytu a hromadění těžkých kovů [13].

## **2. 1. 6. 6. Iontová výměna**

Iontovou výměnu lze označit za reverzibilní chemickou reakci, při které dochází k substituci iontů z roztoku za ionty navázané na stacionární pevnou fázi tvořenou organickou pryskyřicí. Jedná se o nejúčinnější a nejjednodušší způsob odstranění těžkých kovů z odpadních vod [2, 13, 19, 20].

Iontoměničové pryskyřice jsou složeny z polymerní matrice s kovalentní vazbou na nabitou funkční skupinu. Obvykle používanou maticí tvoří směs polystyrenu (PS) s divinylbenzenem (DVB). Právě přídavek DVB ovlivňuje úroveň zesíťování, a tedy i konečnou strukturní stabilitu PS. Obecně platí poznatek, že čím vyšší zesíťování je vyžadováno, tím vyšší výrobní a provozní náklady je třeba vynaložit [21].

Probíhající chemickou reakci, spojenou s principem výměny iontů, lze vyjádřit následující rovnicí:



(pryskyřice) (roztok)    (pryskyřice) (roztok)

$\text{RSO}_3^-$  – aniontová skupina navázaná na iontoměničovou pryskyřici

$\text{M}^{n+}$  – kovový kationt

$n$  – koeficient reakční složky, závislý na oxidačním stavu kovových iontů [13]

Tento způsob odstraňování polutantů lze realizovat pomocí ionexů rozdělujících se do dvou typů na katexy a anexy. Ty zajišťují výměnu kationtů a aniontů [21, 22].

## 2. 1. 6. 7. Biosorpce

Přírodní materiály účinně reagují s těžkými kovy. Zásluhou specifického chemického složení dokáže neaktivní mrtvá biomasa, rostlinného či mikrobiálního původu, separovat ionty kovů z roztoku vytvářením kovových komplexů. Předností tohoto procesu je jeho rychlost. Jedná se o techniku s velice rychlou kinetikou (probíhá v rozmezí několika minut až hodin). Biosorpční efektivita je závislá především na afinitě a absorpční kapacitě [23].

Biosorpci lze charakterizovat jako vlastnost konkrétních druhů uhynulé biomasy absorbovat a akumulovat těžké kovy z vodného roztoku. Biomasu, vykazující tento znak, je možno přirovnat k ionexu přírodního původu [23].

Mezi potenciální, cenově přijatelnější a hojně se vyskytující biosorbenty lze zařadit například mořské řasy, vodní kapradiny nebo myceliální odpad z fermentačního průmyslu [23].

## 2. 2. Strusky

Strusky jsou odpadním produktem pyrometalurgického zpracování rud. Lze je přirovnávat k tekutému magmatu. Jedná se o oxidové soustavy tvořené hlavně  $\text{CaO}$ ,  $\text{FeO}$ ,  $\text{SiO}_2$  či  $\text{Al}_2\text{O}_3$ .

Mnoho publikovaných studií poukazuje na přítomnost toxických prvků (např.  $\text{Zn}$ ,  $\text{Pb}$ , či  $\text{As}$ ) v některých struskách. Toto zjištění zásadním způsobem přispívá, k již rostoucím obavám z možných environmentálních následků.

Poptávka po tomto materiálu stále narůstá. Od 90. let 20. stol. lze zaznamenat enormní vědecký zájem o tento aglomerát. Vedenou výzkumnou činností, spjatou s tímto vedlejším produktem, lze rozdělit do dvou kategorií na:

1. Studium recyklace strusek
2. Prověřování vlivu strusek na životní prostředí

Strusky lze primárně využít ve stavebním odvětví jako kamenivo, při výstavbě pozemních komunikací a k výrobě cementu.

Rozdělují se do dvou kategorií na strusky železné ( $\text{Fe}$ ) a neželezné ( $\text{Cu}$ ,  $\text{Ni}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Pb}$ ,  $\text{Sn}$ ,  $\text{Ag}$ ) [24, 25, 26, 27].

### 2. 2. 1. Ocelářenské strusky

Ocelářenské strusky jsou odpadním produktem, vznikajícím při výrobě oceli. Lze je kategorizovat podle typu použité pece na:

- Struska z kyslíkového konvertoru (BOFS)
- Struska z elektrické obloukové pece (EAFS)
- Struska z pánvové pece (LFS)

Jejich vlastnosti jsou závislé na použitém výrobním postupu oceli a na podmínkách chlazení strusky. Složení těchto materiálů je velmi proměnlivé (viz. Tabulka č. 1.) [28, 29].

**Tabulka č. 1.** – Oxidové složení ocelářenských strusek [30]

Typ pece (typ strusky)	Chemické složení [%]									
	CaO	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	SO <sub>3</sub>	MnO	TiO <sub>2</sub>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Volný CaO	FeO
Kyslíkový konvertor (BOFS)	30–50	10–15	1–3	5–15	0,1–0,3	1–5	0,5–2	1–3	2–10	10–30
Elektrická oblouková pec (EAFS)	20–40	10–20	2–10	5–15	0,1–0,5	2,5–5	0,5–1	0,5–2	0,5	20–40
	40–50	25–30	2–10	3–10	0–2	1–3	0–1	–	–	0–2
Pánvová pec (LFS)	35–60	5–50	1–30	4–18	0–3	0–2	0–3	0–0,5	0,5–20	0–5

Legenda – Tabulka č. 1

	EAFS – C
	EAFS – S

BOFS vykazuje vysoký obsah železa (měrná hmotnost (Fe) je  $> 3 \text{ g.cm}^{-3}$ ). Jedná se o tmavou, vysoce tvrdou, porézní, kamennou hmotu. Z důvodu krystalizace a stabilizace jednotlivých složek, je potřeba tento vedlejší produkt chladit velice pomalu. BOFS se zejména využívá při výrobě kameniva [29, 30].

EAFS lze rozdělit na dva druhy:

- EAFS – C (z výroby surové oceli)
- EAFS – S (z výroby nerezové oceli)

Podstatné odlišnosti mezi výše uvedenými struskami tkví v množství železa a oxidu křemičitého. Vyšší podíl Fe, 20 – 40 %, byl prokázán v případě EAFS – C (měrná hmotnost (Fe) je  $> 3,5 \text{ g.cm}^{-3}$ ). Tento druh materiálu má společné znaky, např. morfologii, či barvu, s již popsaným BOFS. Podíl železa v EAFS – S je výrazně nižší (0 – 2 %) a obsah Cr významně vyšší. EAFS jsou účinnými agregáty v betonu a vrstvách vozovky (viz. Tabulka č. 1) [29, 30].

LFS neboli bílá struska je produkována v průběhu konečných etap výroby oceli, kdy nejprve dochází k jejímu zahřívání v pánvové peci, následně k odsíření, odplynění (důsledek  $\rightarrow$  separace H<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>), odstranění nežádoucích látek a nakonec k oduhličení.

Dělíme ji na:

- LFS – nasycené  $\text{Al}_2\text{O}_3$
- LFS – nasycené  $\text{SiO}_2$

Výše zmiňované druhy LFS se liší svou chemickou skladbou, především vyšším obsahem jednoho ze jmenovaných oxidů. LFS lze použít jako nízkonákladový adsorbent škodlivých látek při jejich oddělování z vodných roztoků, nebo jako výchozí surovinu při výrobě cementů [29, 30, 31].



## 2. 3. Adsorpce

Adsorpci lze pokládat za jednu z nejjednodušších a nejvyužívanějších technik odstraňování těžkých kovů či jiných polutantů. Využívá se hlavně při úpravě pitné a odpadní vody. Zásadní měrou ovlivňuje přírodní děje. Podílí se například na transportu látek v ekosystémech, zprostředkovává přísun živin, napomáhá akumulaci prvků v litosféře, nebo spouští další podstatné pochody, jakými jsou enzymatické reakce a iontová výměna. Tuto metodu lze aplikovat i v průmyslu, kde se používá kupříkladu k separaci emisí kapalin a plynů, anebo k frakcionaci vzduchu [32, 33].

### 2. 3. 1. Princip a adsorpční mechanismy

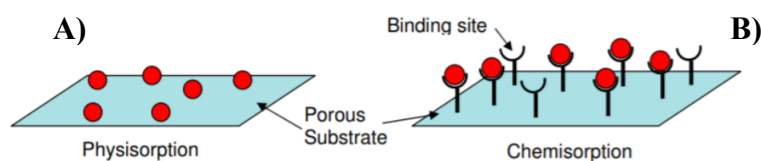
Adsorpce je povrchový proces, při kterém dochází k zachycování a akumulaci iontů nebo molekul (adsorbát), přítomných v kapalně či plynné fázi, na povrchu pevné fáze (adsorbent) [32].

Adsorpci je možno rozdělit, dle typu vzájemných interakcí mezi zadržovanými částicemi a adsorbentem, do dvou druhů. Konkrétně na:

- Fyzikální (fyzisorpci)
- Chemickou (chemisorpci)

Při fyzikální adsorpci (viz. Obr. 2) je adsorbát navázán na povrch adsorbentu působením slabých vazebných sil, tzv. Van der Waalsových interakcí. Jedná se o reverzibilní, velice rychlý jev, neprojevující se změnou chemické podstaty používaných látek. O fyzisorpci lze rovněž hovořit jako o vícevrstvé adsorpci, neboť souběžně probíhají interakce mezi separovanými částicemi s adsorbentem a částicemi vybrané fáze s adsorbátem [32, 34, 35].

V případě chemisorpce (viz. Obr. 2) jsou zachycované částice vázány ke konkrétnímu místu na povrchu adsorbentu (je specifická) vlivem chemických interakcí (vytváří se kovalentní chemická vazba). Je typická svým pomalým průběhem a irreverzibilitou [32, 34, 35].



**Obr. 2** – A) Fyzisorpce / B) Chemisorpce – vytváření vzájemných interakcí adsorbovaných částic s adsorbentem [36]

### 2. 3. 2. Faktory ovlivňující adsorpci

Průběh adsorpce lze ovlivnit fyzikálními a chemickými podmínkami okolního prostředí. Především hodnotou pH a teplotou. Klíčovým faktorem tohoto povrchového procesu je také velikost povrchu adsorbentu. Obecně je totiž uplatňován fakt, že adsorbent s větším povrchem dosahuje vyšší adsorpční kapacity látek. Dle této teze je možné usuzovat, že nepoužívanějšími adsorbenty jsou porézní látky, s velikostí povrchu v rozmezí stovek až tisíců  $\text{m}^2 \cdot \text{kg}^{-1}$  (př. aktivní uhlí, zeolity) [33].

### 2. 3. 3. Adsorpční kinetika

Adsorpční kinetika popisuje rychlost adsorpce částic (iontů nebo molekul) na povrchu sorbentu. Celková rychlost procesu je závislá na rychlosti čtyřech uvedených kroků, podílejících se na adsorpci.

#### Vnější difúze

- Dochází k transportu částic k povrchu zvoleného adsorbentu vlivem difuzivity.

#### Filmová difúze

- Částice adsorbátu prostupují, působením koncentračního gradientu, tenkou vrstvou, jenž je zformovaná na povrchu sorbentu.

#### Vnitřní difúze

- Molekuly, popř. ionty, difundují v pórech.

#### Adsorpce

- Přejít částic z kapalně směsi do určitého adsorpčního centra.

Rychlosti všech zmiňovaných kroků jsou rozdílné. Celkovou rychlost adsorpce určuje nejpomalejší proces, kterým je ve většině případů vnitřní difúze, eventuálně filmová difúze [34].

Kinetiku adsorpce lze popsat pomocí kinetických modelů pseudo – prvního řádu (1), pseudo – druhého řádu (2) nebo intrapartikulární difuze (3), vyjadřujících se rovnicemi [37]:

$$\log(q_e - q) = \log q_e - \frac{K_1}{2,303} \cdot t \quad (1)$$

$$\frac{t}{q} = \frac{1}{K_2 \cdot q_e^2} + \frac{1}{q_e} \cdot t \quad (2)$$

$$q = K_p \cdot t^{1/2} \quad (3)$$

$q_e$  ..... hmotnost adsorbátu v rovnovážném stavu, vztažená na hmotnostní jednotku adsorbentu [mg.g<sup>-1</sup>]

$q$  ..... hmotnost adsorbátu v čase  $t$ , vztažená na hmotnostní jednotku adsorbentu [mg.g<sup>-1</sup>]

$K_1$  ..... rychlostní konstanta 1. řádu [min<sup>-1</sup>]

$t$  ..... čas [h/min]

$K_2$  ..... rychlostní konstanta 2. řádu [g.mg<sup>-1</sup>.min<sup>-1</sup>]

$K_p$  ..... rychlostní konstanta intrapartikulární difuze [mg.g<sup>-1</sup>.h<sup>-1/2</sup>]

## 2. 3. 4. Adsorpční izotermy

Adsorpce se popisuje pomocí matematických vztahů, vyjadřujících vzájemnou závislost množství zachycených částic na adsorbentu na rovnovážném množství těchto částic v roztoku, za konstantní teploty.

$$q = f(c_e) \quad (4)$$

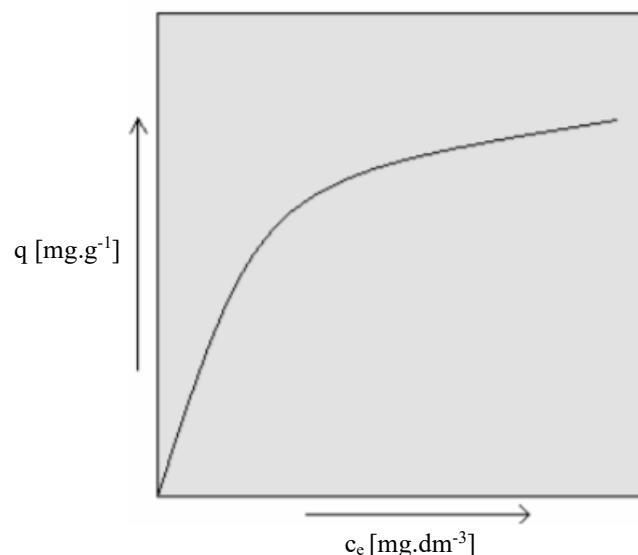
$c_e$  ..... rovnovážná koncentrace částic v roztoku [mg.dm<sup>-3</sup>]

Uvedená koncentrace  $c_e$  v rovnici (4), zůstává neměnná, jestliže jsou částice rozpuštěny v roztoku. V případě plynné fáze je potřeba ve vzorci nahradit koncentraci tlakem.

Je známa existence mnoha rozdílných druhů izoterem, nicméně za nejpoužívanější lze označit Freundlichovu a Langmuirovu adsorpční izotermu [33].

### 2. 3. 4. 1. Freundlichova adsorpční izoterma

Freundlichova izoterma je považována za nejstarší teoretický model, popisující adsorpční rovnováhu [38].



**Obr. 3** – Výsledná podoba Freundlichovy adsorpční izotermy (převzato a upraveno) [34]

Na obr. 3 lze vidět, že tento model znázorňuje závislost hmotnosti adsorbátu zachyceného adsorbentem na rovnovážné koncentraci částic v roztoku, při stále teplotě. Je charakteristický pro vícevrstvou neboli fyzikální adsorpci [32, 33, 34].

Tuto izotermu lze zapsat následujícím vztahem (5):

$$q = K \cdot c_e^{1/n} \quad (5)$$

$K$  ..... konstanta (hodnota  $K$  se vzrůstem teploty klesá)

$n$  ..... konstanta (hodnota  $n$  je pokaždě  $> 1$ , zvýšení teploty vede k jejímu přiblížení k 1)

Při zpracování naměřených údajů, je výhodné aplikovat linearizovaný tvar (6) tohoto modelu [32, 39]:

$$\ln q = \ln K + \frac{1}{n} \cdot \ln c_e \quad (6)$$

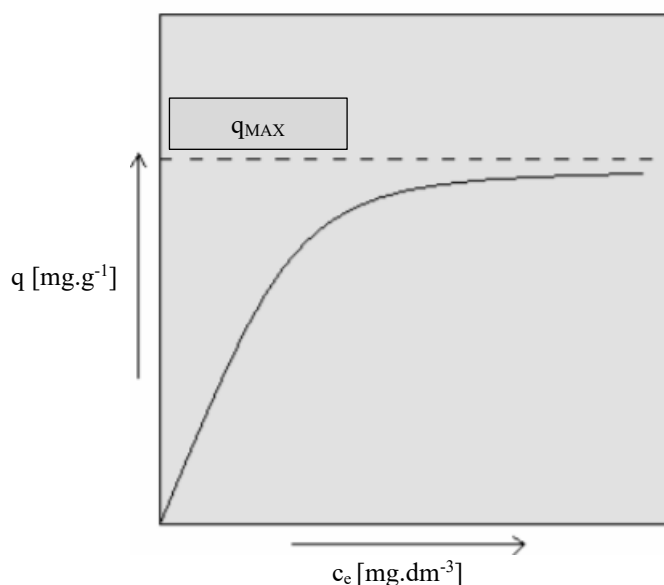
#### 2. 3. 4. 2. Langmuirova adsorpční izoterma

Langmuirův model lze vyjádřit níže uvedenou rovnicí (7):

$$q = \frac{b \cdot q_{MAX} \cdot c_e}{1 + b \cdot c_e} \quad (7)$$

$b$  ..... rovnovážná konstanta, závislá na energii adsorpce [ $\text{dm}^3.\text{mg}^{-1}$ ]

$q_{MAX}$  ..... množství naadsorbovaných částic v nasyceném stavu na jednotkovou hmotnost sorbentu [ $\text{mg.g}^{-1}$ ]



**Obr. 4** – Výsledný tvar Langmuirovy adsorpční izotermu (převzato a upraveno) [34]

Na základě výše přiloženého obr. 4 lze konstatovat, že Langmuirův model znázorňuje závislost množství adsorbátu separovaného sorbentem, na rovnovážné koncentraci částic v roztoku, při konstantní teplotě [32, 34].

Předpoklady Langmuirovy adsorpční izotermu:

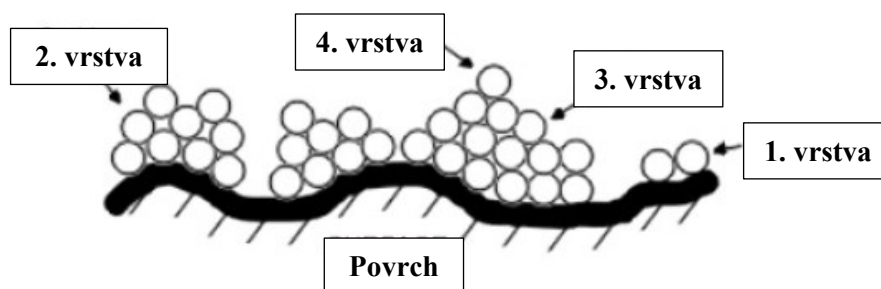
- 1) Adsorbát se může navázat pouze na určitá místa povrchu.
- 2) Jestliže je konkrétní místo povrchu obsazené iontem nebo molekulou, nemůže dojít k vazbě s další částicí → vznik monovrstvy.
- 3) Pravděpodobnost adsorpce je v každém místě povrchu sorbentu stejná.
- 4) Částice adsorbátu se vzájemně neovlivňují [33, 34].

Experimentální získaná data se často vyhodnocují Langmuirovou izotermou v linearizovaném tvaru, zapisující se rovnicí (8):

$$\frac{c_e}{q} = \frac{1}{b \cdot q_{MAX}} + \frac{1}{q_{MAX}} \cdot c_e \quad (8)$$

### 2. 3. 4. 3. BET adsorpční izoterma

Tato izoterma, pojmenovaná podle Brunauera, Emmeta a Teller, je vhodná především pro adsorpci plynů. Jejím užitím lze měřit specifické povrchy sorbentů. BET model rozšiřuje již zmíněný Langmuirův model, charakterizující molekulární monovrstvou adsorpci, na fyzikální (vícevrstvou) adsorpci (viz. Obr. 5).



**Obr. 5** – Navazování částic na povrch sorbentu → rozšíření monovrstvé adsorpce na vícevrstvou – Základ BET modelu (převzato a upraveno) [41]

Predispozice spojené s BET adsorpční izotermou:

- 1) Dochází k fyzikální adsorpci molekul plynu na pevném adsorbentu do vrstev.
- 2) Jednotlivé adsorpční vrstvy vzájemně neinteragují [32, 33, 34, 40, 41].

$$q = \frac{B \cdot Q \cdot c_f}{(c_s - c_f) \cdot \left[ 1 + (B - 1) \cdot \frac{c_f}{c_s} \right]} \quad (9)$$

$B$  ..... konstanta, závislá na energii interakce adsorbátu s povrchem sorbentu

$Q$  ..... počet molů sorbátu

$c_f$  ..... konečná koncentrace částic

$c_s$  ..... konstanta nasycení adsorbátu

### 2. 3. 5. Adsorbenty

Nejpoužívanějším sorbentem je aktivní uhlí. Tato amorfnní, vysoce porézní pevná látka, tvořená mikrokrytalitami s grafitovou mřížkou, dokáže separovat širokou škálu toxických kovů. Připravuje se ve dvou formách:

- Práškové aktivní uhlí (PAC)
- Granulované aktivní uhlí (GAC)

PAC je zrnitá látka (hmotnost zrn: 10 – 50 mg), používaná zejména při úpravě pitné a odpadní vody. Její cena je ve srovnání s GAC 2 – 3 krát nižší.

GAC lze definovat jako látku, vyráběnou z různých materiálů (např. z rašeliny, dřeva, kokosových ořechů, nebo antracitu). Vybraná surovina, využita k přípravě, zásadně ovlivňuje fyzikální charakteristiky granulovaného aktivního uhlí. Aplikací GAC lze efektivně odstraňovat kontaminanty z kapalných a plyných směsí [42, 43, 44].

Obvykle aplikovanými adsorbenty, včetně výše uvedeného aktivního uhlí, jsou rovněž jílové minerály, průmyslové odpady, zeolity, či biomateriály. Přírodní materiály a odpady ze zemědělských, nebo průmyslových činností, lze zařadit mezi nízkonákladové, účinné, snadně dostupné sorbenty [42].

K separaci lze též využít oxidy kovů (kupř. oxid hlinitý). Jedná se o anorganické sorbenty s velkým specifickým povrchem. Tyto pevné látky sorbují zachycované látky selektivněji, než je tomu v případě aktivního uhlí. Jejich adsorpční kapacita značně závisí na mezoporozitě a hodnotě pH. Jsou efektivními při odstraňování  $\text{As}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  a  $\text{NO}_3^-$  [43].

Specifickou skupinu vytváří makromolekulární pryskyřice. Jejich velikost specifického povrchu se pohybuje v rozmezí od 300 do 750  $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ . Adsorpční kapacita těchto organických adsorbentů, je v porovnání s aktivním uhlím zpravidla nižší. Vykazují speciální adsorpční vlastnosti a snadněji regenerují (nízká energie vazby) [43].

## **2. 3. 6. Studie zabývající se adsorpcí těžkých kovů na ocelářenských struskách**

Dle publikovaných výzkumů lze konstatovat, že metalurgické strusky mohou být použity jako nízkonákladový sorbent, při adsorpci těžkých kovů.

Tento fakt potvrzuje práce Sheng-Yu Liu et. al. [45], zaměřující se na účinnost sorpce iontů těžkých kovů užitím ocelářenské strusky. Na základě provedených dávkových experimentů bylo prokázáno, že uvedenou strusku lze využít jako efektivní adsorbent, v případě odstraňování iontů těžkých kovů  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  a  $\text{Pb}^{2+}$  z vodných směsí. Separované množství iontů vzrůstá, se zvyšující se kontaktní dobou strusky s roztokem. Tento jev byl pozorován primárně u částic  $\text{Cr}^{3+}$ . Průběh adsorpce může také významně narušit hodnota pH. Předpokládá se vyšší oddělovací schopnost při vyšších hodnotách pH.

Adsorpci iontů těžkých kovů  $\text{Cu}^{2+}$  a  $\text{Pb}^{2+}$ , se věnuje též studie publikovaná L. Čurković et. al. [46]. Cílem této práce, je ověření možnosti aplikace ocelářenské strusky z elektrické pece (EAFS) k odstranění iontů mědi a olova z průmyslových odpadních vod. Dávkové experimenty, které byly realizovány v rámci tohoto výzkumu a závěry konečných analýz ukazují, že EFS považovaný za odpad lze využít jako výborný sorpční materiál. Provedená kinetická stanovení a jejich výsledky prokazují, že proces byl takřka dovršen po 8 hodinách (poměrně rychle). Zbývající dobu probíhala adsorpce již pomalejší rychlostí.

K některým závěrům, které byly prezentovány v předchozí studii [46], dospěli i C. L. Beh a kol. z univerzity v Malajsii. Například se shodují se skutečností, že metalurgickou strusku z elektrické obloukové pece (EAFS) lze použít jako účinný adsorbent při odstraňování těžkých kovů a nerozpuštěných pevných látek (TSS) z průmyslových odpadních vod. Snížením množství iontů a TSS způsobilo pokles chemické (CHSK) i biochemické spotřeby kyslíku (BSK). Autoři odborného článku dokazují vzájemnou závislost sorpční schopnosti na teplotě. V článku prezentují skutečnost, že se zvyšující teplotou klesá sorpční schopnost [47].

Tezi o efektivnosti užití ocelářenské strusky, jakožto sorbentu těžkých kovů, ověřili také N. Ortiz a kol. z Brazílie [48], zabývající se separací  $\text{Ni}^{2+}$  iontů z vodných roztoků, či Mohd Syakirin Md Zahar a kol. z Malajsie [49], zkoumající sorpci  $\text{Mn}^{2+}$  z vodných směsí.

Adsorpci  $\text{Ni}^{2+}$  iontů na ocelářenské strusce z elektrické obloukové pece se zabývali také Mohammed Yusuf a kol. z univerzity v Malajsii [50]. Závěry této studie dokazují, že použitá struska je efektivním adsorpčním materiálem. Maximálního procenta eliminace  $\text{Ni}^{2+}$  částic bylo dosaženo při pH 8, kdežto minimálního při pH 2. Z kinetického pohledu bylo objasněno, že adsorpce  $\text{Ni}^{2+}$  iontů na strusce odpovídá modelu pseudo – druhého řádu. Proces probíhal tzv. chemisorpcí. Adsorpční kapacita, v případě separace zmiňovaných částic, činila  $160,9 \text{ mg.g}^{-1}$  při počáteční koncentraci  $\text{Ni}^{2+}$  iontů  $1 \text{ g/l}$ .

Do-Hyung Kim a kol. [37] ve svém výzkumu prokázali, včetně teze o účinnosti strusky jakožto sorbentu  $\text{Cu}^{2+}$  iontů, že sorpční kapacita stoupá s rostoucí počáteční hodnotou pH. Kapacita vzrostla z původních  $17,4 \text{ mg.g}^{-1}$  (pH 1) k  $300,1 \text{ mg/g}$  (pH 5). Proces byl popsán pomocí Langmuirovy izotermy. Kinetiku sorpce nejlépe popisoval model pseudo – druhého řádu.

Výzkum, který publikovali Yongjie Xue a kol. [52], se zaměřuje na adsorpci iontů  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  a  $\text{Cu}^{2+}$  na BOFS. Autoři prostřednictvím tohoto článku konstatují, že se zvyšující se hodnotou pH narůstá účinnost odstraňování jmenovaných částic. Naměřené experimentální hodnoty prokázaly, že rychlost odpovídá modelu pseudo – druhého řádu. Adsorpční rovnováhy bylo dosaženo po uplynutí 180 minut. Bylo dosaženo maximálních adsorpčních kapacit  $424,6$  ( $\text{Cu}^{2+}$ ),  $442,5$  ( $\text{Cd}^{2+}$ ),  $483,0$  ( $\text{Pb}^{2+}$ ) a  $441,2 \text{ mg.g}^{-1}$  ( $\text{Zn}^{2+}$ ).



## 2. 4. Principy aplikovaných analytických metod

### 2. 4. 1. Atomová absorpční spektrometrie (AAS)

AAS je jednou z nejvyžívanějších technik v analytické chemii. Jedná se o velmi citlivou analytickou metodu používanou ke stanovení koncentrací cca 70 kovů a polokovů v kapalných vzorcích [53, 54].

Podstata atomové absorpční spektrometrie tkví v měření intenzity monochromatického záření procházejícího skrz absorbující prostředí vytvářené atomizérem. Průchodem záření uvedeným prostředím nejprve dochází k absorpci volných atomů sledovaného elementu, což vede k excitaci elektronů a přechodu do vyšší energetické hladiny. Po dosažení zmiňované hladiny se následně částice vracejí zpátky do základního energetického stavu (důsledek deexcitace) a emitují energii ve formě světla, která je charakterizující pro analyzovaný prvek [53, 55].

Klíčovým parametrem je tzv. absorbance ( $A$ ), vyjadřující se vztahem (10):

$$A = \log \frac{\Phi_0}{\Phi} \quad (10)$$

$A$  ..... absorbance [-]

$\Phi_0$  ..... světelný tok dopadajícího záření

$\Phi$  ..... světelný tok procházejícího záření

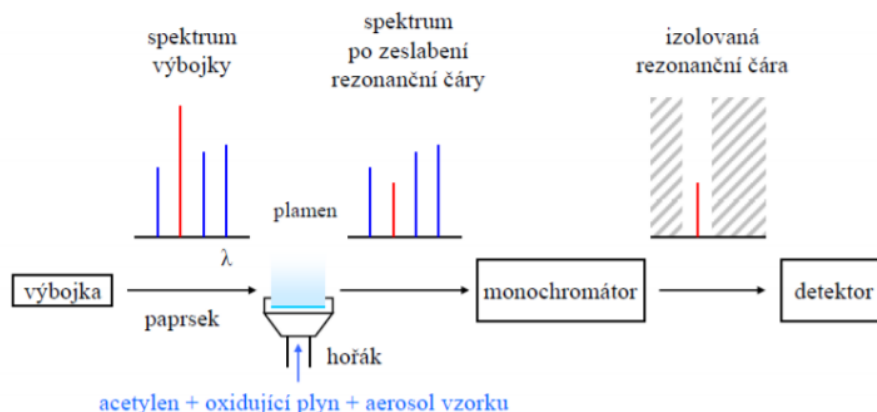
Analýzu vzorků lze uskutečnit použitím atomově absorpčních spektrometrů, skládajících se z několika komponentů (viz. obr. 6):

- 1) Světelný zdroj – emituje záření specifických vlnových délek. Nejčastěji aplikovanými jsou výbojky s dutou katodou, s parami kovů nebo bezelektrodové výbojky.
- 2) Atomizér – zajišťuje přeměnu vzorku na volné atomy schopné absorbovat záření. Atomizace se provádí dvěma způsoby: plamenově a elektrotermicky.

Při plamenové atomizaci je kapalný vzorek nejdříve nasáván do nebulizéru, vytvářejícího aerosol. Vzorek v této formě je dále veden do plamene, ve kterém se vysuší, vypaří a atomizuje. Nejběžnější zápalné směsi, představují kombinace plynů  $C_2H_2$  – vzduch (max. 2500 K) a  $C_2H_2$  – NO (max. 3000 K).

Elektrotermická atomizace se realizuje v elektrotermickém atomizéru. Vzorek se v tomto případě nadávkuje do grafitové kyvety, ve které je vlivem elektrického proudu zahříván a atomizován při teplotách od 1200 do 3000 °C.

- 3) Monochromátor – rozděljuje a propouští záření charakteristické vlnové délky.
- 4) Detektor – izoluje a kvantifikuje sledované vlnové délky záření [53, 54, 56].



**Obr. 6** – Schéma atomového absorpčního spektrometru s plamennou atomizací [56]

## 2. 4. 2. Termická analýza

Termická analýza představuje soubor analytických metod, sledujících závislosti změny parametrů vzorku na času a teplotě. Aplikací těchto technik lze specifikovat kinetické a termofyzikální vlastnosti materiálů (např. fázovou přeměnu, tepelnou roztažnost, tepelnou kapacitu, bod tání, bod krystalizace, či hmotnostní úbytek). Jejich velkou předností je možnost analyzovat vzorky v malých množstvích a v různých fyzikálních stavech (kapalné, gelové, pevné vzorky). Nejčastěji užívanými metodami této analýzy jsou termogravimetrie (TGA), diferenciální skenovací kalorimetrie (DSC) a diferenciální termická analýza (DTA) [57, 58].

### 2. 4. 2. 1. Termogravimetrická analýza (TGA)

Termogravimetrie je založena na charakterizaci vzájemné závislosti změny hmotnosti vzorku na čase či teplotě. TGA stanovení mohou probíhat za přítomnosti vzduchu, vakua, hořlavých a inertních plynů (He, Ar, N<sub>2</sub>). Měření lze provádět ve dvou režimech: izotermním a skenovacím. Prostřednictvím TGA analýzy lze zjistit, zda došlo k přírůstku nebo úbytku vzorku vlivem oxidace, dekompozice či výparem těkavých sloučenin. Dle výsledného termogramu, vyjadřujícího průběh provedeného termogravimetrického experimentu, lze specifikovat materiálové složení [57, 59].

#### **2. 4. 2. 2. Diferenciální termická analýza (DTA)**

DTA je další základní technikou termické analýzy, měřící teplotní rozdíl mezi vzorkem a referenčním inertním materiálem. Během měření, kdy je vzorek zahříván, se absorbuje nebo sálá teplo v důsledku působení chemických reakcí a fázových změn. Výsledkem stanovení je tzv. DTA křivka, znázorňující závislost teplotního rozdílu na času či teplotě. Diferenciální termickou analýzu lze uplatnit při identifikacích různých hmot (kvalitativní analýzy kovů, minerálů, skel, solí, oxidů) a studiu fázových diagramů [60].

#### **2. 4. 3. RTG fluorescenční spektrometrie (XRF)**

XRF je nedestruktivní spektrální analytická metoda. Jejím užitím lze realizovat chemickou analýzu pevných, kapalných a tenkovrstvých vzorků (detekuje hlavní i stopové složky (ppm)). Práce s rentgenovými fluorescenčními spektrometry není časově náročná. Analyzované vzorky vyžadují minimální případně žádnou předúpravu [61, 62].

Podstata RTG fluorescenční spektrometrie spočívá ve skutečnosti, že atomy vzorku emitují, jestliže byly excitovány RTG fotony o specifické energii či vlnové délce. Určením množství fotonů vyzařované energie lze stanovit kvalitativní a kvantitativní složení zkoumaného vzorku [61].

Jedná se o jednu z nejvyžívanějších technik v průmyslu (ocelářství, výroba cementu, výroba plastů) i vědě (geologie, archeologie, forenzní obory) [61].

#### **2. 4. 4. RTG difrakce (XRD)**

XRD je nedestruktivní rychlá analytická technika používaná k charakterizaci krystalických a amorfních vzorků. RTG difrakcí lze získat informace o fázích či strukturálních parametrech (průměrná velikost zrna, deformace, defekty krystalů, krystalinita) materiálů [63, 64].

Metoda je založena na konstruktivní interferenci. Interakcí monochromatického RTG záření, generovaného katodovou trubicí, s analyzovaným materiálem, dochází k jeho rozptylu do specifických paprsků, šířících se v určitých směrech, které jsou následně detekovány pomocí detektoru. Výsledkem stanovení je tzv. difraktogram, vyjadřující závislost intenzity na difrakčním úhlu [63, 64, 65].

### 3. Experimentální část

#### 3. 1. Předúprava a analýza vzorku ocelářenské strusky

Vzorek ocelářenské strusky odebrané z kyslíkového konvertoru, byl rozmělněn použitím planetového mlýnu RETSCH PM100 (viz. Obr. 7). Mletí probíhalo po dobu 5 minut, při 600 otáčkách za minutu. Namletý vzorek výše uvedené strusky byl v konečné fázi přípravy podroben procesu sítování. Produktem byla pevná prášková frakce (viz. Obr. 8) o požadované velikosti částic (cca  $< 0,1$  mm).



**Obr. 7** – Planetární mlýn RETSCH PM100 [Autor]



**Obr. 8** – Vzorek předupravené ocelářenské strusky [Autor]

Připravený vzorek strusky byl podroben chemické analýze, použitím metody RTG fluorescenční spektroskopie (XRF) a AAS (některé prvky, kupř. Fe, Mn, Cr, Zn). Výsledky této analýzy jsou shrnuty v kapitole 3. 1. 1.

Taktéž byla provedena, aplikací RTG práškové difraktometrie (XRD), fázová analýza předupraveného vzorku ocelářenské strusky. Naměřený difraktogram, i s vyhodnocením tohoto stanovení, je součástí kapitoly 3. 1. 2.

Nakonec byly změřeny, užitím zařízení Sorptomatic 1990, objemy pórů a měrný povrch vzorku strusky. Závěry povrchové analýzy jsou prezentovány v kapitole 3. 1. 3.

### 3. 1. 1. Chemická analýza vzorku ocelářenské strusky

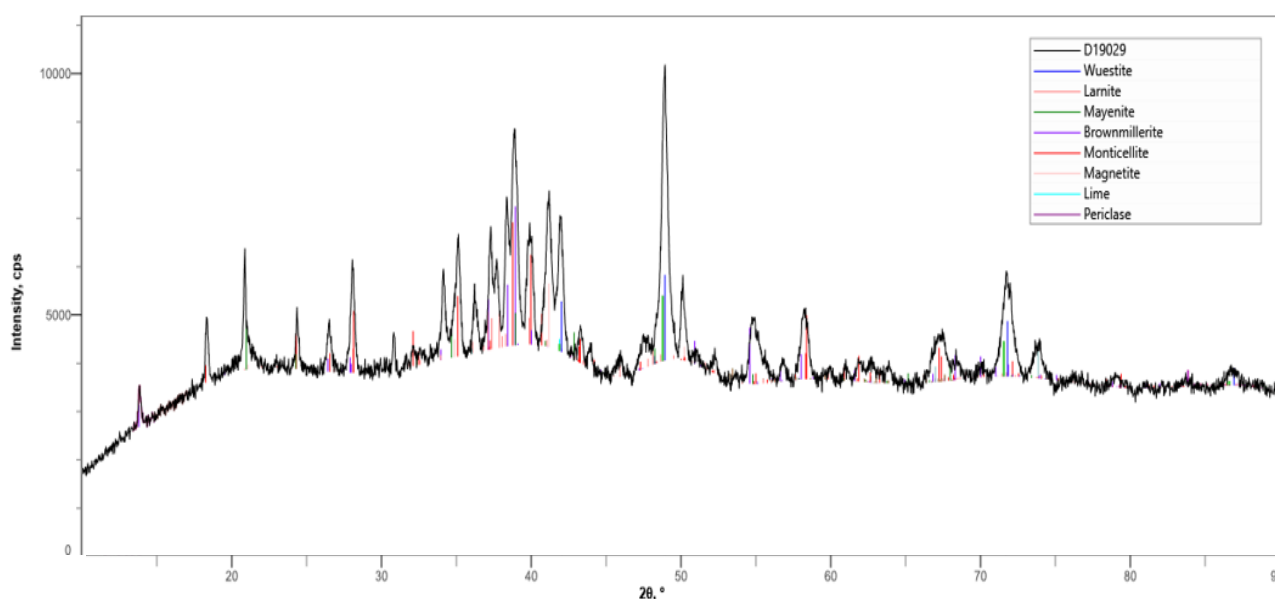
**Tabulka č. 2.** – Procentuální složení ocelářenské strusky

Složka	W [hmot. %]
CaO	29,38
Fe (celk.)	25,05
SiO <sub>2</sub>	14,32
MgO	7,22
Mn	4,81
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,61
P	0,93
Cr	0,47
TiO <sub>2</sub>	0,46
Ba	0,04
Na	0,02
Co	0,02
Sr	0,02
K	0,01
Zn	0,01
Zr	0,01
V	0,01
Cu	0,01
Pb	0,004
Ni	<0,003
Cd	<0,002
Pb	<0,002
Y	<0,002

Dle výsledků XRF (viz. Tabulka č. 2.) lze konstatovat, že v připravené strusce jsou majoritně přítomny oxidy vápníku ( $\text{CaO}$  – 29,38 hmot. %) a křemíku ( $\text{SiO}_2$  – 14,32 hmot. %). Vzorek rovněž vykazuje i vysoký hmotnostní podíl celkového železa, konkrétně 25,05 hmot. %.

Naopak lze prokázat, na základě dat ve výše uvedené tabulce (viz. Tabulka č. 2.), že struska odebrána z kyslíkového konvertoru disponuje velmi nízkým procentuálním obsahem stanovovaných těžkých kovů ( $\text{Zn}$  – 0,01 hmot. %,  $\text{Cu}$  – 0,01 hmot. %,  $\text{Ni}$  – < 0,003 hmot. %.).

### 3. 1. 2. Fázová analýza vzorku ocelářenské strusky



**Obr. 9** – Difraktogram vzorku připravené strusky

Naměřený difrakční záznam (viz. Obr. 9) dokládá, že ve vzorku analyzované ocelářenské strusky byly identifikovány primárně oxidy železa. Konkrétně wüstit ( $\text{FeO}$ ) a magnetit ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ). Ve strusce byly též přítomny vápenaté (mayenit –  $\text{Ca}_{12}\text{Al}_{14}\text{O}_{33}$ , brownmillerit –  $\text{Ca}_2(\text{Al,Fe})_2\text{O}_5$ , vápno –  $\text{CaO}$ ), hořečnaté (periklasa –  $\text{MgO}$ ) a křemičité (monticellit –  $\text{Ca}(\text{Mg,Fe})\text{SiO}_4$ , larnit –  $\text{Ca}_2\text{SiO}_4$ ) fáze.

Výše zobrazený difraktogram (viz. Obr. 9) byl získán měřením na stolním RTG práškovém difraktometru s lampou z kobaltu (600W).

### 3. 1. 3. Měrný povrch adsorbentu

Povrch adsorbentu je závislý na několika parametrech. Konkrétně na velikosti částic, objemu pórů a jejich rozměrech.

Zvýšení specifického povrchu určité látky lze dosáhnout snížením velikosti částic, aplikací rozmělnovacích metod (drcení, mletí).

Porozitu lze definovat coby poměr objemů pórů a vzorku. Fyzikální vlastnosti látek (pevnost, tepelná vodivost, hustota) jsou závislé na struktuře a rozměrech pórů. Pórovitost působí i na chemickou reaktivitu tuhých materiálů. Póry je možné členit do následujících uskupení dle tvaru:

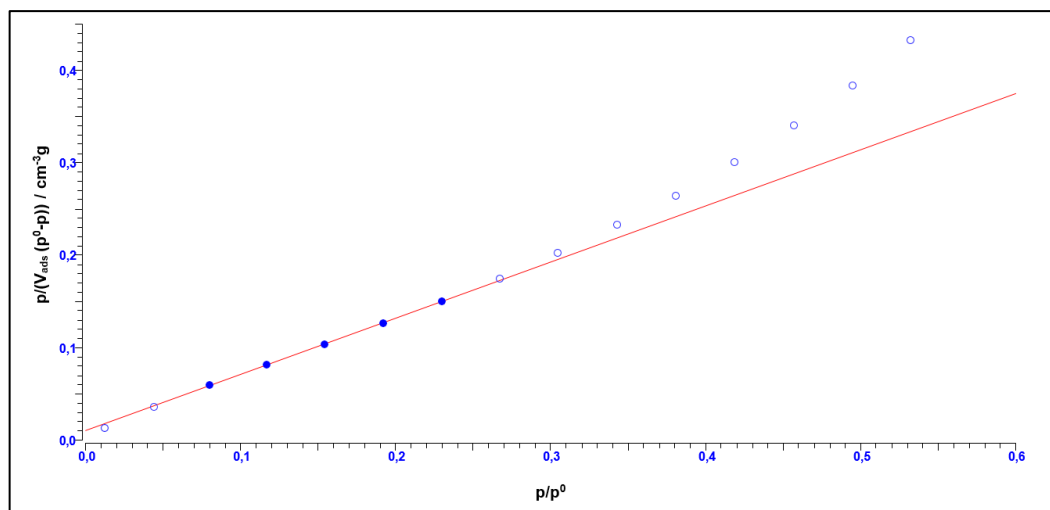
- Cylindrické
  - o Otevřené
  - o Slepé
- Trychtýřovité
- Baňkovité

Póry lze rovněž rozdělit dle šířky na:

- Mikropóry (0 – 2 nm)
- Mezopóry (2 – 50 nm)
- Makropóry (nad 50 nm)

Byla sestrojena BET izoterma (viz. Obr. 10) a určena velikost měrného povrchu připraveného adsorbentu, která činila  $6 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ . Dle průběhu níže přiložené izotermie (viz. Obr. 11) lze konstatovat, že vzorek odebrané a předupravené ocelářské strusky je nízkoporézním materiálem [66].

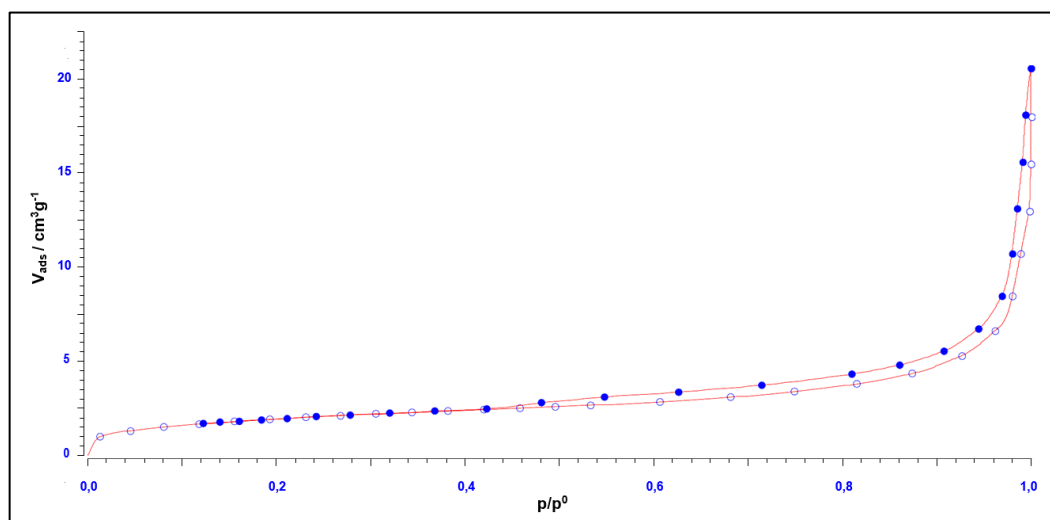
Měřením zmíněného vzorku byly taktéž stanoveny objemy jednotlivých pórů. Nejvýznamnějším byl objem mezopórů (2 – 50 nm), vykazující  $0,074 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$ . Nejvíce zastoupený mezopór měřil 32,4 nm. Objem mikropórů (0 – 2 nm) byl roven  $0,003 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$  (ve srovnání s mezopóry je tudíž zanedbatelný). Nejrozšířenějším byl mikropór o rozměru 0,5 nm.



**Obr. 10** – BET izoterma – vzorek ocelářenské strusky

Legenda (viz. Obr. 10)

- Neplatnost BET izotermy v rozsahu relativního tlaku  $p/p^0$ : 0,05 – 0,25
- Platnost BET izotermy v rozsahu relativního tlaku  $p/p^0$ : 0,05 – 0,25



**Obr. 11** – Adsorpční izoterma s hysterezní smyčkou – vzorek ocelářenské strusky

Legenda (viz. Obr. 11)

- Adsorpční izoterma
- Desorpční izoterma



## 3. 2. Sorpční testy

Pro provedení těchto testů byly nejprve přichystány zásobní roztoky iontů ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ ) o koncentraci  $1 \text{ g} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Tyto směsi, byly připraveny rozpuštěním solí ( $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{Zn}(\text{SO}_4) \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ).

### 3. 2. 1. Měření kinetiky adsorpce

Při kinetických měřeních byly použity suspenze, připravené smísením 0,1 g ocelářenské strusky (v případě Zn – 1 g) s  $50 \text{ cm}^3$  vybraného roztoku iontů ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ ) o koncentraci  $500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$  (stanovení Zn – byl aplikován roztok o koncentraci  $\text{Zn}^{2+} 200 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ). Tyto směsi byly protřepávány na třepačce IKA HS 260 basic (viz. Obr. 12), rychlostí 210 kmitů/minutu, v časových intervalech 1, 2, 4, 6, 24, 48 hodin a následně bylo změřeno jejich výstupní pH. Protřepané suspenze byly zfiltrovány a promývány destilovanou vodou do odměrných baněk na výsledný objem  $100 \text{ cm}^3$ . Pro konzervaci filtrátů byl do všech baněk, s výše uvedeným obsahem, přidán  $1 \text{ cm}^3$  koncentrované  $\text{HNO}_3$ .

Ve filtrátech byly stanovovány zbytkové koncentrace sledovaných iontů, použitím atomového absorpčního spektrometru VARIAN (viz. Obr. 13).

Z naměřených experimentálních dat byly vypočítány, užitím vztahu (11), výsledné hodnoty adsorpčních kapacit  $q$  [45]:

$$q = \frac{V \cdot (c_0 - c_e)}{m} \quad (11)$$

$V$  ..... analyzovaný objem kapalného roztoku [ $\text{dm}^3$ ]

$c_0$  ..... počáteční koncentrace [ $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ]

$m$  ..... hmotnost [g]

### 3. 2. 2. Stanovení adsorpčních kapacit

Při zjišťování adsorpčních kapacit byly připraveny série suspenzí, složené z 0,2 až 1 g předupravené strusky a  $50 \text{ cm}^3$  roztoků iontů sledovaného těžkého kovu o koncentracích pohybujících se v rozpětí od 50 do  $1000 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ . Zároveň byl i přichystán slepý vzorek, obsahující 0,8 g strusky a  $50 \text{ cm}^3$  destilované vody. Takto nachystané vzorky byly, obdobně jako při kinetických měření, podrobeny protřepávání po dobu 48 hodin, následně měření pH a filtraci.

Ve filtrátech byly detekovány, aplikací metody AAS, zbytkové koncentrace iontů  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ . Výjimku představoval pouze slepý vzorek, u kterého byly stanovovány koncentrace i jiných iontů (viz. Tabulka č. 3.).

**Tabulka č. 3.** – Složení výluhu slepého stanovení

$c_e(\text{Sl. vz.}) [\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}]$					
Zn	Fe	Mn	Cr	Ca	Mg
0,105	0,372	<0,1	<0,1	208	<0,02

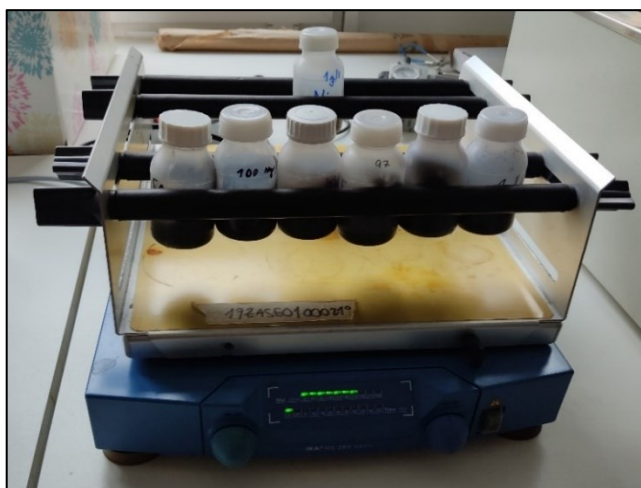
Pevná rezidua, zachycená na filtrační přepážce, byla vysušena v sušárně a podrobena měření na simultánním termickém analyzátoru.

### 3. 2. 3. Adsorpce těžkých kovů na připravené ocelářenské strusce – aplikace vzorků odpadních vod

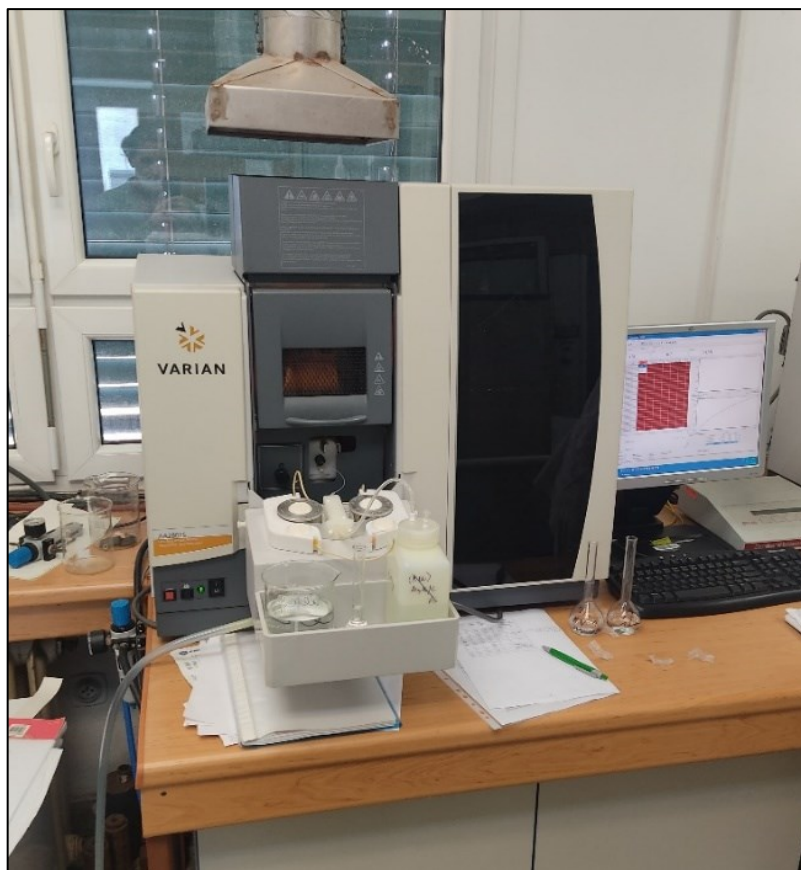
Pro účely těchto testů, byl opět zvolen identický pracovní postup (kromě analýzy pevných zbytků, separovaných filtrací), popsany v kapitole 3. 2. 1. Podstatný rozdíl tkví ve složení suspenzí, které v tomto případě obsahovaly 0,2; 0,5; 1,0; 5,0 g sorbentu a  $50 \text{ cm}^3$  vzorku odpadní vody OM1 nebo OM2.

Zmíněné vzorky odpadní vody (OM1, OM2) byly odebrány ze dvou následujících odběrných míst:

- OM1: odpadní voda z kalové mísy, do které vtékají vody z primárního a sekundárního odprašení
- OM2: odpadní voda ze žlabu, ve kterém jsou přítomny vody ze všech provozů hutního podniku



**Obr. 12** – Protřepávání na třepačce IKA HS 260 basic [Autor]



**Obr. 13** – Atomový absorpční spektrometr VARIAN [Autor]

### **3. 3. Termická analýza vzorků pevných reziduí a ocelářenské strusky**

Do spalovacích kelímků byly naváženy 0,03 g strusky nebo vybraných vzorků pevných reziduí, získaných po adsorpci a filtraci suspenzí (v rámci stanovení adsorpčních kapacit). Přichystané kelímky, obsahující pevné frakce, byly podrobeny termické dekompozici, do teploty 1000 °C (rychlost ohřevu 5 °C/minutu), na simultánním termickém analyzátoru Discovery SDT 650 (viz. Obr. 14). Původní vzorek strusky byl rovněž ohříván v muflové peci a v určitých teplotních intervalech byl po 30 minutách výdrže odebrán vzorek pro charakterizaci pomocí XRD.

Výsledné TG křivky vzorků pevných reziduí po sorpci, vyjadřující jejich hmotnostní změny na teplotě, byly porovnávány s termogravimetrickou křivkou původní strusky.

DTA a TG křivky, prezentující výsledky této analýzy, jsou zobrazeny a vyhodnoceny v kapitole 4. 4.

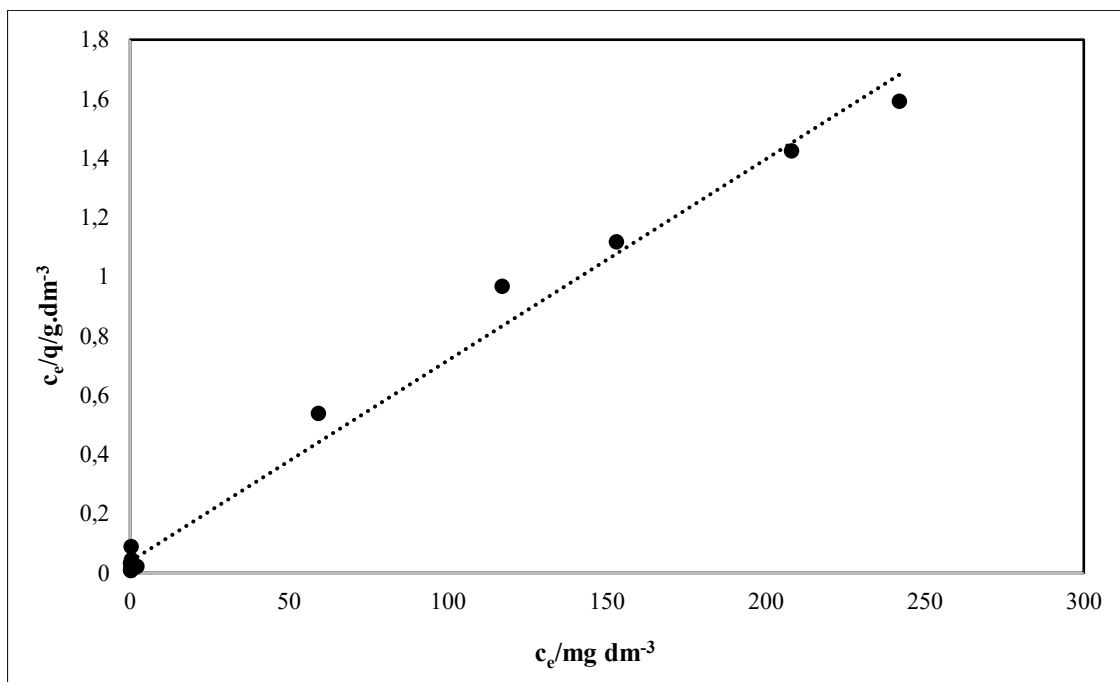


**Obr. 14** – Discovery SDT 650 – Simultánní termický analyzátoru [Autor]

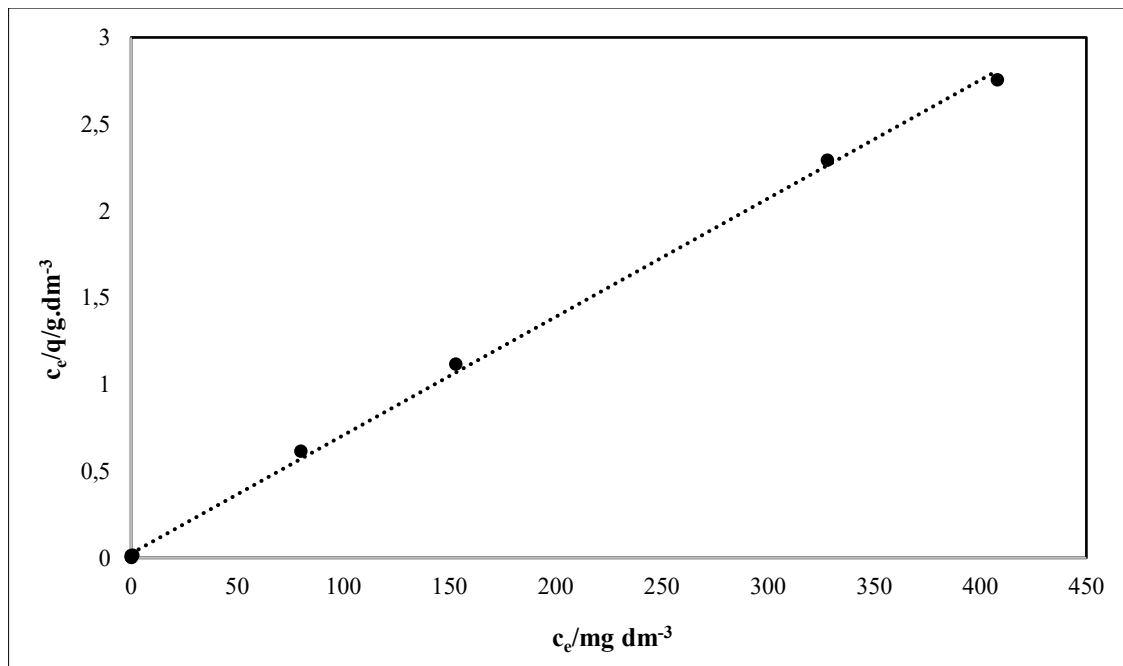
## 4. Výsledky a jejich vyhodnocení

### 4. 1. Výsledky a vyhodnocení stanovení adsorpčních kapacit

Adsorpci  $\text{Cu}^{2+}$  a  $\text{Ni}^{2+}$  iontů nejlépe vyhovuje Langmuirova izoterma.



**Graf 1.** – Langmuirova izoterma – Adsorpce  $\text{Cu}^{2+}$  iontů



**Graf 2.** – Langmuirova izoterma – Adsorpce  $\text{Ni}^{2+}$  iontů

**Tabulka č. 4.** – Hodnoty parametrů zobrazených Langmuirových izoterem (viz. Graf 1., Graf 2.) – adsorpce  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  iontů

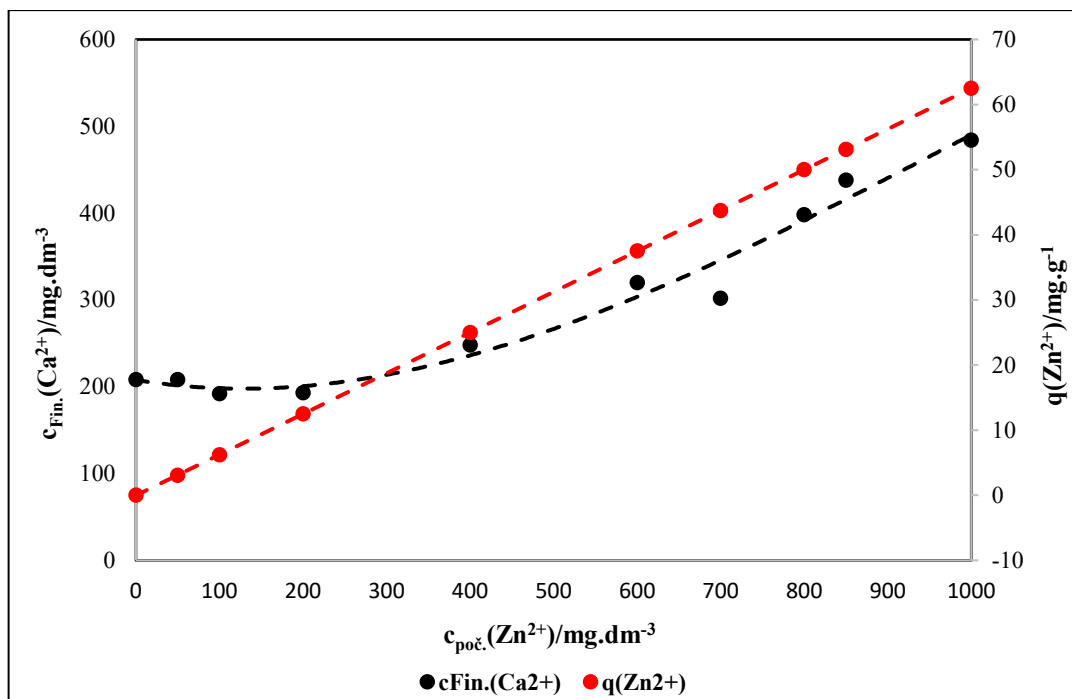
Iont kovu	$q_{\text{MAX}}$ [ $\text{mg.g}^{-1}$ ]	$b$ [ $\text{dm}^3.\text{mg}^{-1}$ ]	$R^2$
$\text{Cu}^{2+}$	147	0,1767	0,9903
$\text{Ni}^{2+}$	147	0,2732	0,9989

Výsledky, shrnující výše uvedená tabulka (viz. Tabulka č. 4.), poukazují na skutečnost, že ocelářská struska, mechanicky upravená na velikost částic  $< 0,1$  mm, vykazuje po realizovaných sorpcích s roztoky obsahujícími  $\text{Cu}^{2+}$  a  $\text{Ni}^{2+}$  částice poměrně vysoké maximální adsorpční kapacity  $q_{\text{max}}$ . Z lineárních regresí izoterem byly rovněž odečteny nízké hodnoty Langmuirovy konstanty  $b$ , charakterizující afinitu k adsorbovanému materiálu. Velké přesnosti, výše sestrojených Langmuirových modelů obou iontů kovů, odpovídají vysoké hodnoty konstanty  $R^2$  ( $> 0,99$ ), vypočítané korelací naměřených dat. Právě tato hodnota byla rozhodující při volbě vhodného adsorpčního modelu.

Naměřená data adsorpce byla vyhodnocována i pomocí Freundlichova adsorpčního modelu, ale hodnota korelačního koeficientu byla velmi nízká.

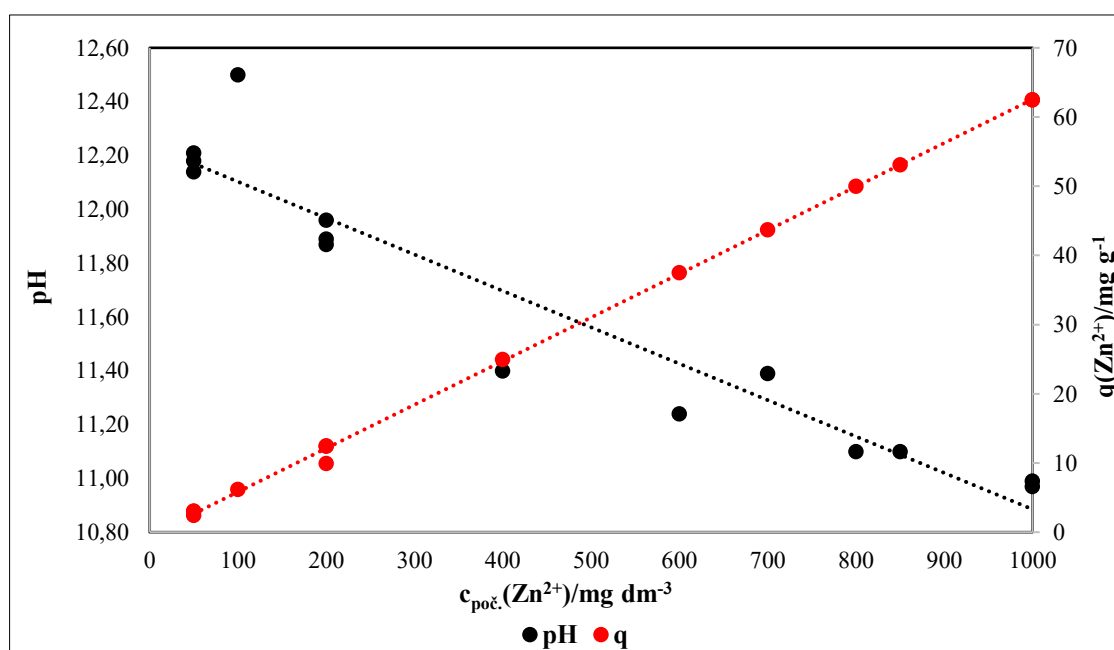
Hodnoty měření, získané adsorpcí  $\text{Zn}^{2+}$  iontů na strusce, nebylo možné z důvodů velké nahodilosti dat a nepřítomnosti jakéhokoliv trendu popsat pomocí Langmuirovy ani Freundlichovy izotermy. Navíc z naměřených dat (viz. Graf 3.) lze dedukovat, že v průběhu adsorpce dochází nejprve k utěsnění pórů sorbentu částicemi zinku (při  $c_{\text{poč.}}(\text{Zn}^{2+})$   $300 \text{ mg.dm}^{-3}$ ) a následně k výměně  $\text{Zn}^{2+}$  za  $\text{Ca}^{2+}$  ionty ( $c_{\text{poč.}}(\text{Zn}^{2+})$   $300 \text{ mg.dm}^{-3}$ ).

Je pravděpodobné, že vhodným typem izotermy, popisující adsorpci  $\text{Zn}^{2+}$  iontů na ocelářské strusce, je tzv. „mx“ izoterma. Modely tohoto typu se vyskytují příležitostně. Projevují se poklesem rovnovážné koncentrace částic v roztoku  $c_e$ , s rostoucí adsorpční kapacitou  $q$ . Tento úbytek je teoreticky zapříčiněn sdružováním rozpuštěných látek v roztoku. S rostoucí koncentrací stoupá přitažlivost adsorbát – adsorbát rychleji, než je tomu v případě přitažlivosti adsorbent – adsorbát [67].



**Graf 3.** – Závislosti finální koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  částic a adsorpční kapacity (pro  $\text{Zn}^{2+}$  ionty) na počáteční koncentraci  $\text{Zn}^{2+}$  iontů

Experimentální data, získaná sorpcí zinečnatých iontů na strusce, poukazují na zvyšování sorpční kapacity s klesající hodnotou parametru pH. Nejvyšší dosažená hodnota adsorpční kapacity  $q_{\text{Zn}^{2+}}$  vykazovala po odečtu z níže uvedeného grafu (viz. Graf 4.)  $63 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ .



**Graf 4.** – Závislosti pH a adsorpční kapacity (pro  $\text{Zn}^{2+}$  ionty) na počáteční koncentraci  $\text{Zn}^{2+}$  iontů

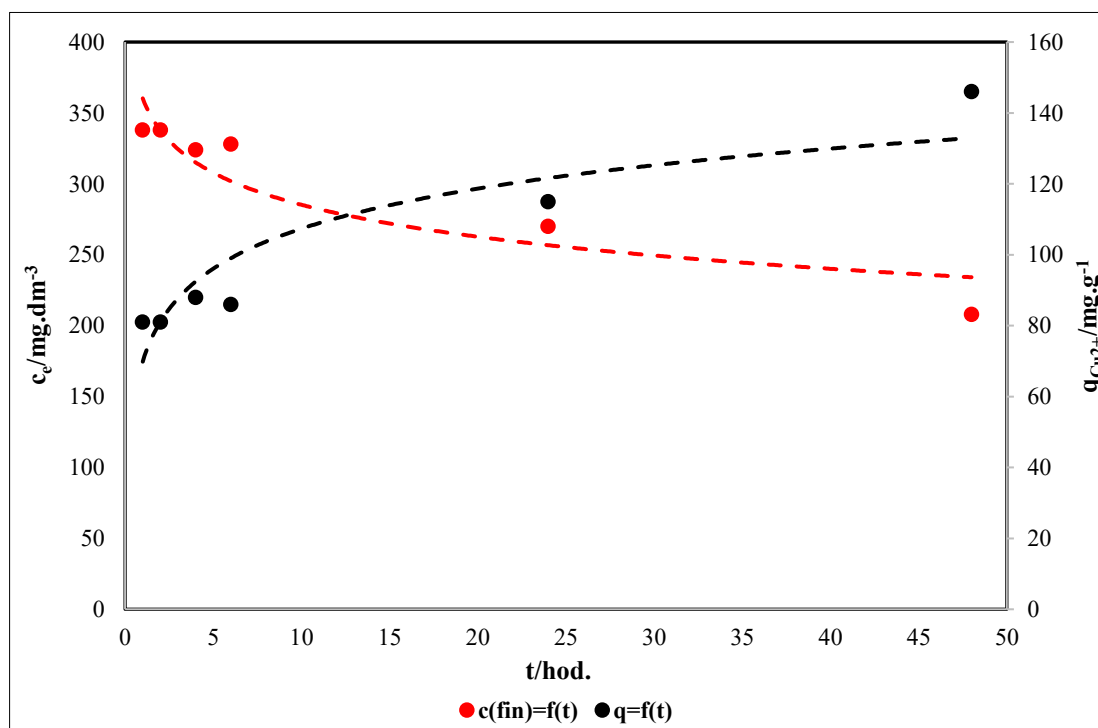
## 4. 2. Výsledky a vyhodnocení – Kinetika adsorpce

### 4. 2. 1. Výsledky a diskuze kinetických měření

Podle níže přiložených grafických závislostí (viz. Graf 5., Graf 6., Graf 7.) lze konstatovat, že s rostoucí dobou kontaktu sorbentu s roztoky, obsahujících ionty vybraného kovu, dochází k nárůstu adsorpční kapacity a zároveň k poklesu rovnovážné koncentrace částic ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$  a  $\text{Zn}^{2+}$ ).

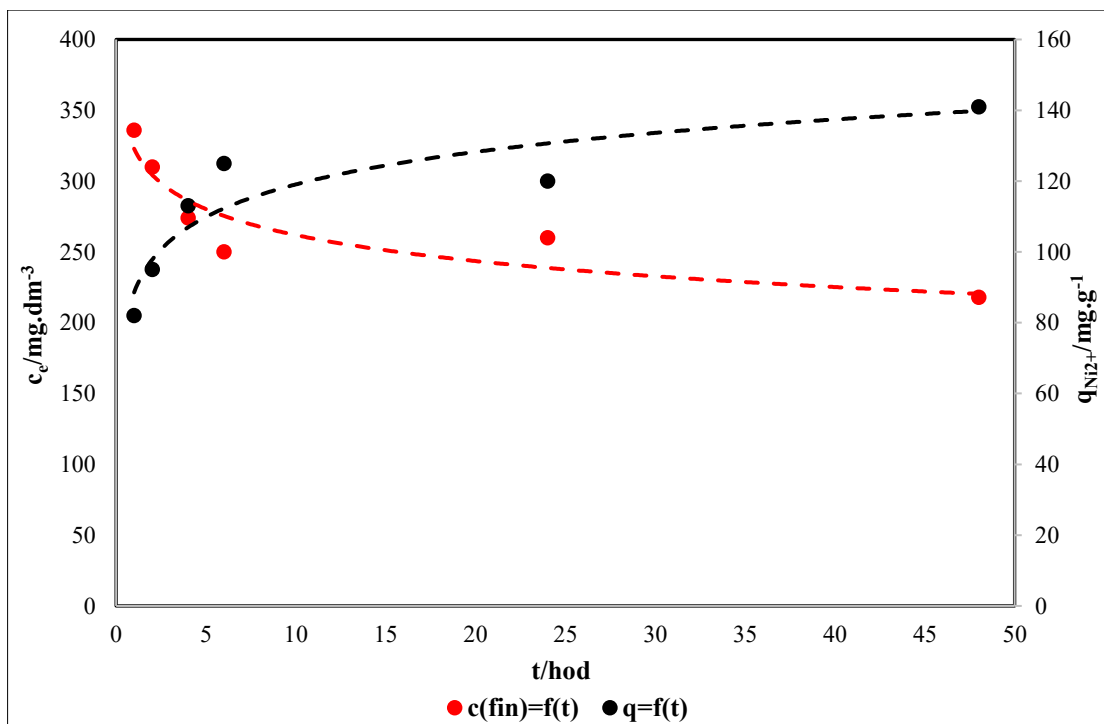
Nejrychlejší vzrůst  $q$  je pozorovatelný v časovém intervalu 1 – 6 hodin. Tuto dobu lze označit za první etapu adsorpčního procesu. Výrazné zvýšení  $q$ , v prvních šesti hodinách, lze přisuzovat velkému, neobsazenému povrchu adsorbentu, a tudíž snadnější adsorpci iontů těžkých kovů. Druhá etapa, viditelná v časovém úseku 6 – 48 hodin, je významně pomalejší.

Adsorpční rovnováha byla ustálena, v případě všech kinetických měření, po 48 hodinách. Právě tento časový údaj byl taktéž aplikován při stanovení adsorpčních kapacit.

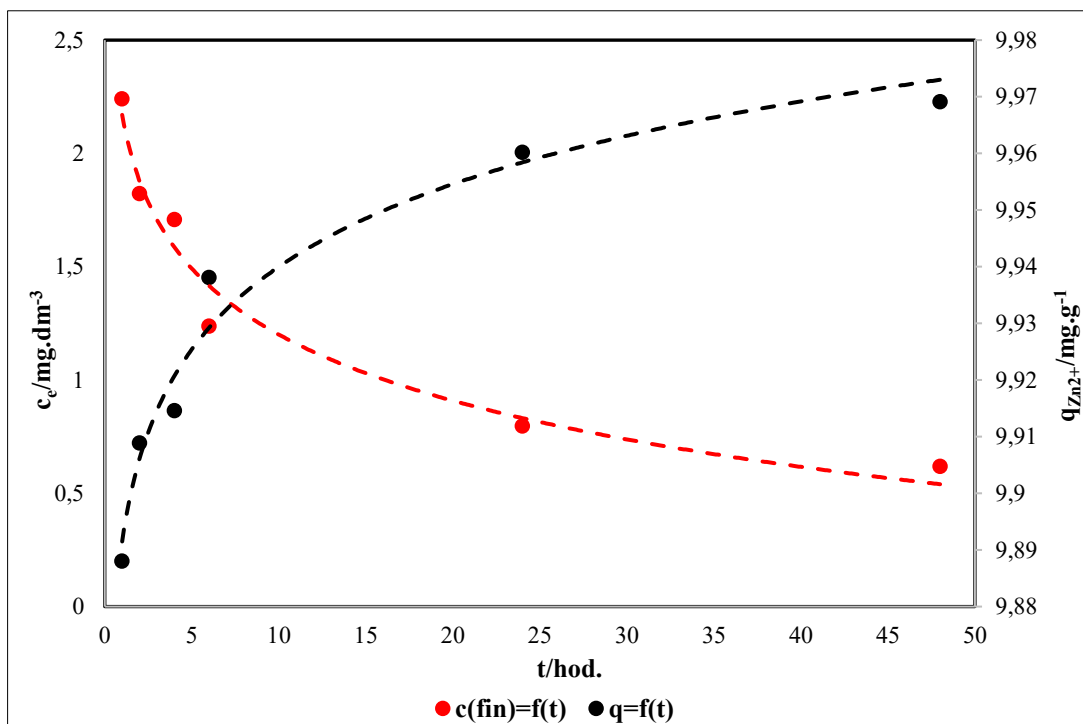


**Graf 5.** – Závislosti koncentrace  $\text{Cu}^{2+}$  a adsorpční kapacity ocelářenské strusky na čase (kontaktní době) – Pro Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]





**Graf 6.** – Závislosti koncentrace  $\text{Ni}^{2+}$  a adsorpční kapacity ocelářenské strusky na čase (kontaktní době) – Pro Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]

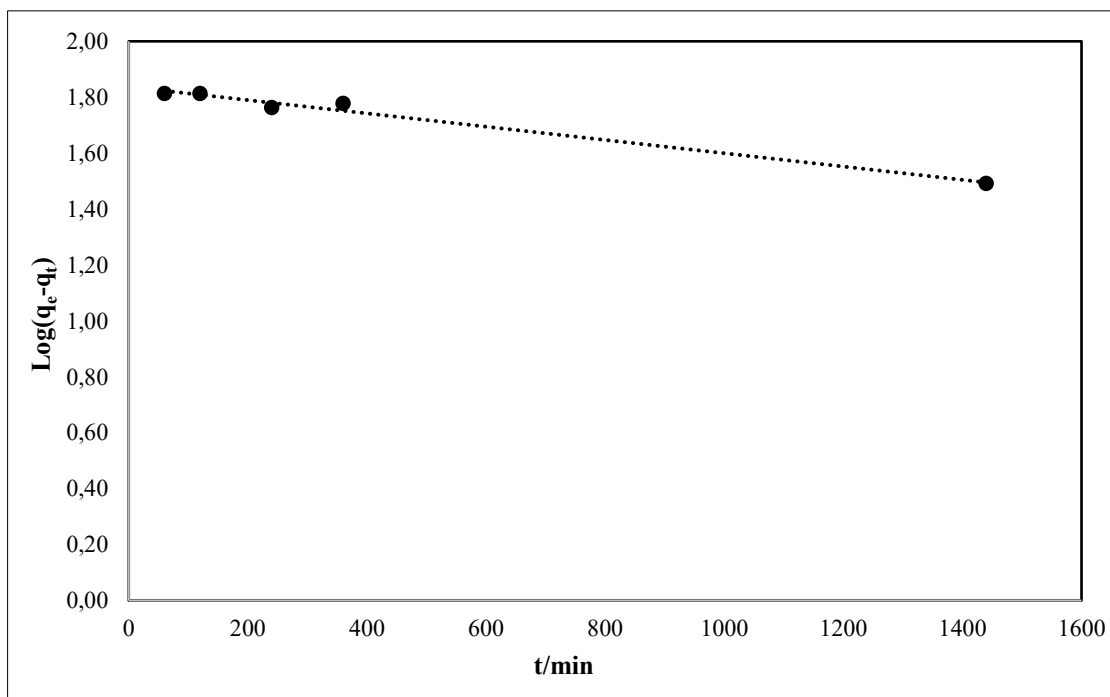


**Graf 7.** – Závislosti koncentrace  $\text{Zn}^{2+}$  a adsorpční kapacity ocelářenské strusky na čase (kontaktní době) – Pro Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ]

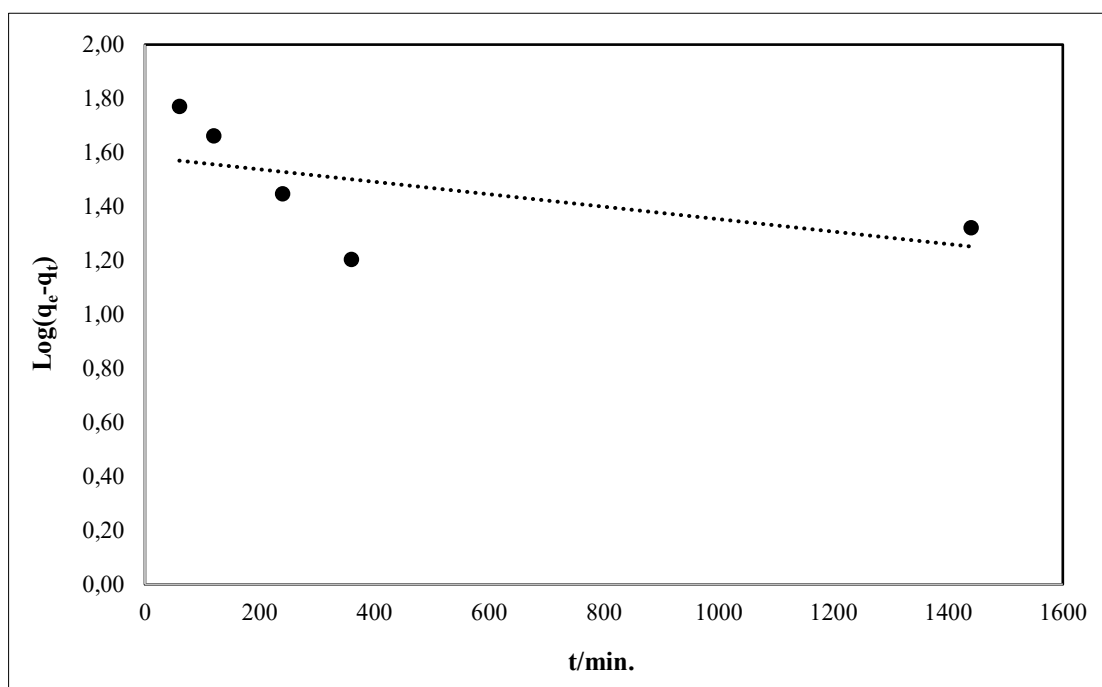
#### 4. 2. 2. Aplikace kinetických modelů

Experimentální data byly analyzovány pomocí kinetických modelů pseudo – prvního řádu, pseudo – druhého řádu a intrapartikulární difúze.

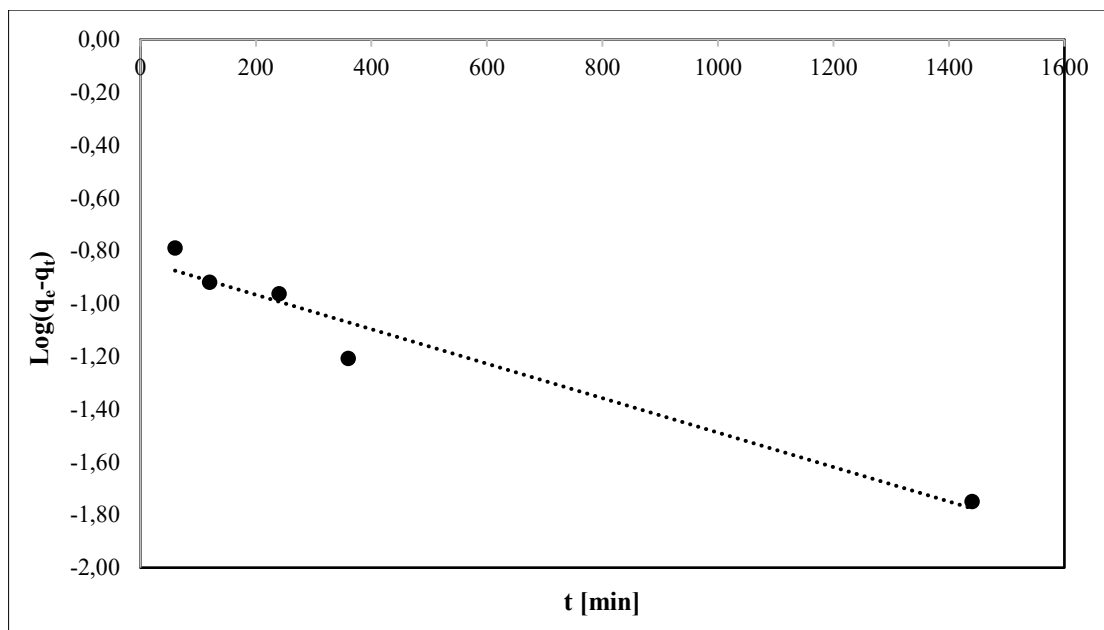
##### 4. 2. 2. 1. Kinetický model pseudo – prvního řádu



**Graf 8.** – Závislost  $\text{Log}(q_e - q_t)$  na  $t$  [min] – Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]



**Graf 9.** – Závislost  $\text{Log}(q_e - q_t)$  na  $t$  [min] – Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]



**Graf 10.** – Závislost  $\text{Log}(q_e - q_t)$  na  $t$  [min] – Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ]

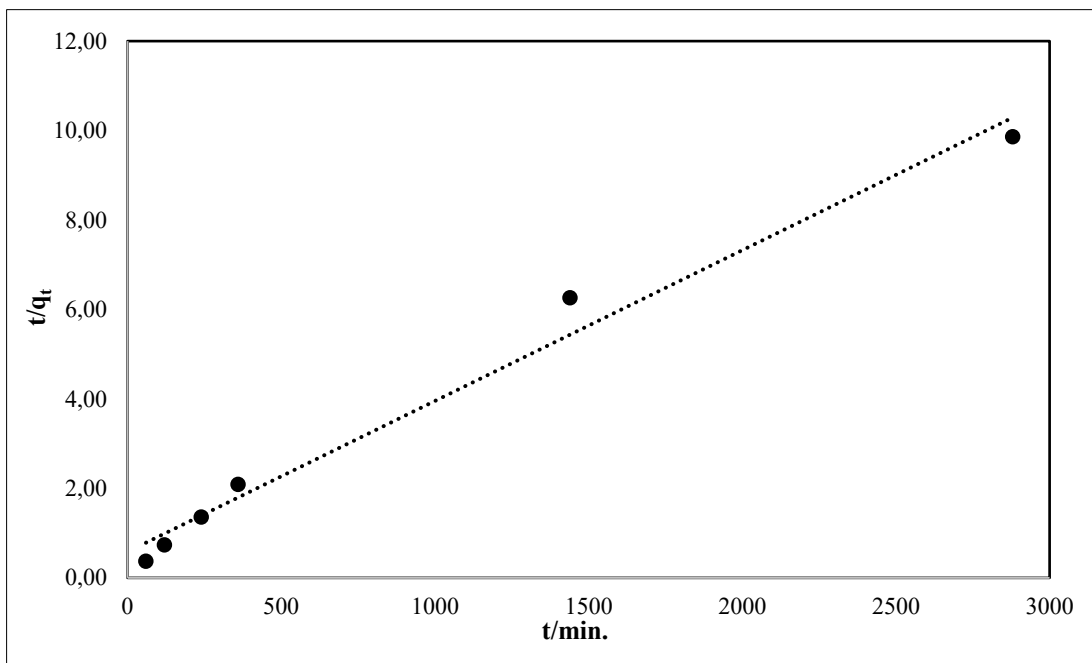
**Tabulka č. 5.** – Kinetické parametry, odečtené a vypočítané z modelů pseudo – prvního řádu (viz. Graf 8., Graf 9., Graf 10.)

Iont kovu	$K_1$ [ $\text{min}^{-1}$ ]	$R^2$
$\text{Cu}^{2+}$	$4,61 \cdot 10^{-4}$	0,9850
$\text{Ni}^{2+}$	$4,61 \cdot 10^{-4}$	0,3124
$\text{Zn}^{2+}$	$1,61 \cdot 10^{-3}$	0,9523

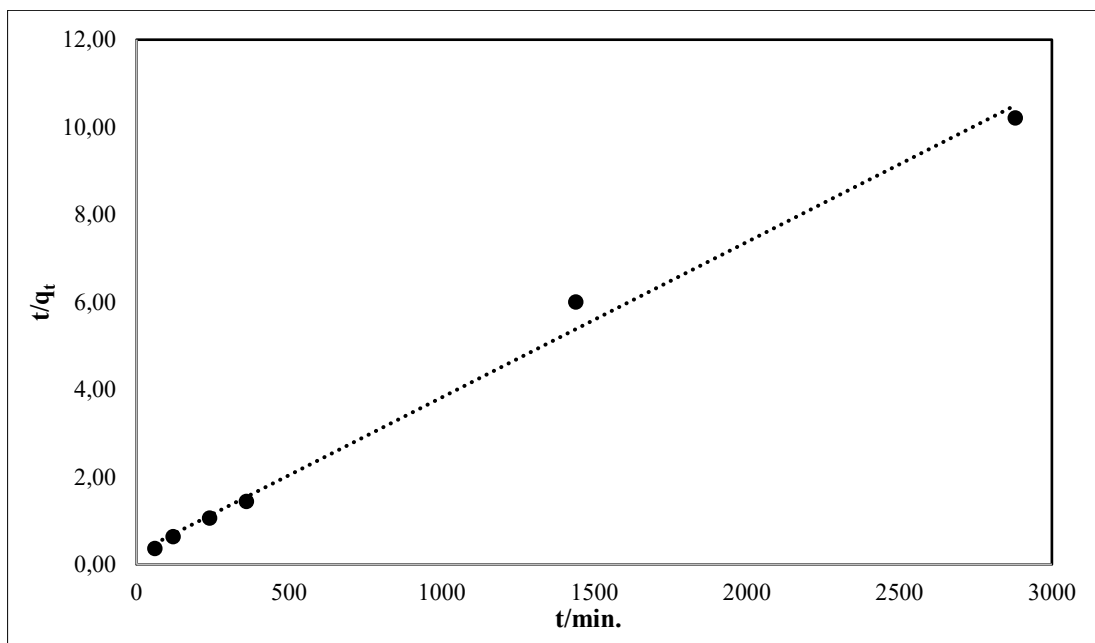
Adsorpci  $\text{Cu}^{2+}$  iontů více vyhovuje, dle korelací získané hodnoty  $R^2$ , kinetický model pseudo – prvního řádu. Jak lze usuzovat z hodnot rychlostních konstant  $K_1$  (viz. Tabulka č. 5.), sorpce se uskutečnila nejrychleji v případě zinečnatých iontů. U nikelnatých a měďnatých částic byly výsledné hodnoty  $K_1$  stejné, což poukazuje na podobnou rychlost adsorpčních procesů.

#### 4. 2. 2. 2. Kinetický model pseudo – druhého řádu

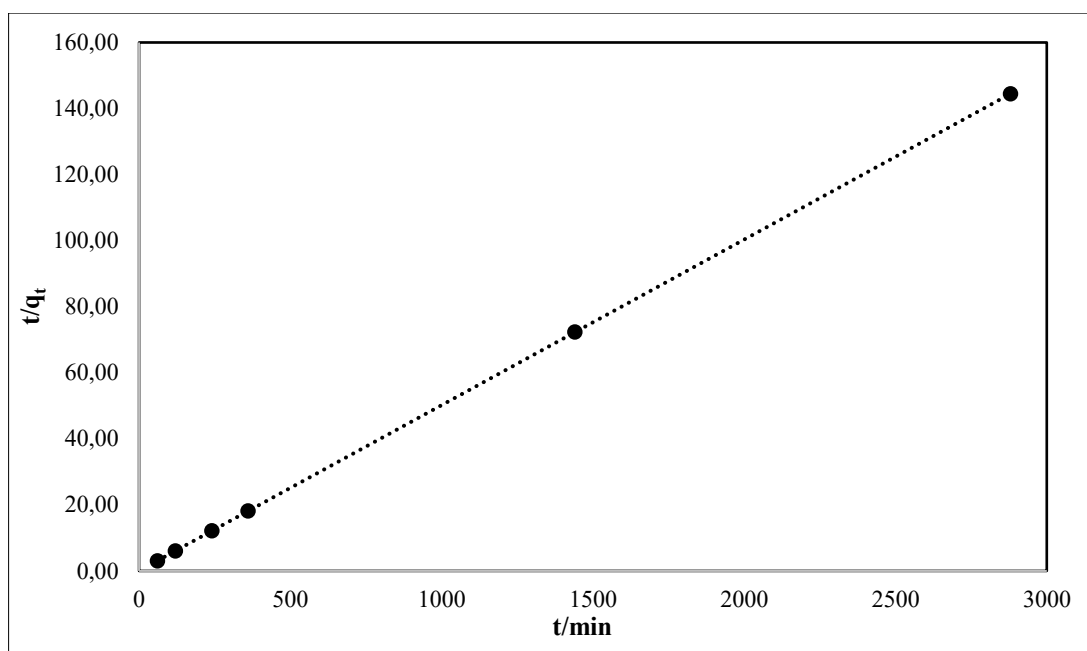
Naměřeným hodnotám sorpcí nikelnatých a zinečnatých částic lépe odpovídá kinetický model pseudo – druhého řádu (Graf 12., Graf 13.). Ke stejnému závěru dospěli i autoři publikovaných odborných článků [50, 51] (viz. kapitola 2. 3. 6.).



**Graf 11.** – Závislost  $t/q_t$  na  $t$  [min] – Pro Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]



**Graf 12.** – Závislost  $t/q_t$  na  $t$  [min] – Pro Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]



**Graf 13.** – Závislost  $t/q_t$  na  $t$  [min] – Pro Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ]

$q_t$  ..... hmotnost adsorbátu v čase  $t$ , vztažená na hmotnostní jednotku adsorbentu [ $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ]

**Tabulka č. 6.** – Kinetické parametry, odečtené a vypočítané z modelů pseudo – druhého řádu (viz. Graf 11., Graf 12., Graf 13.)

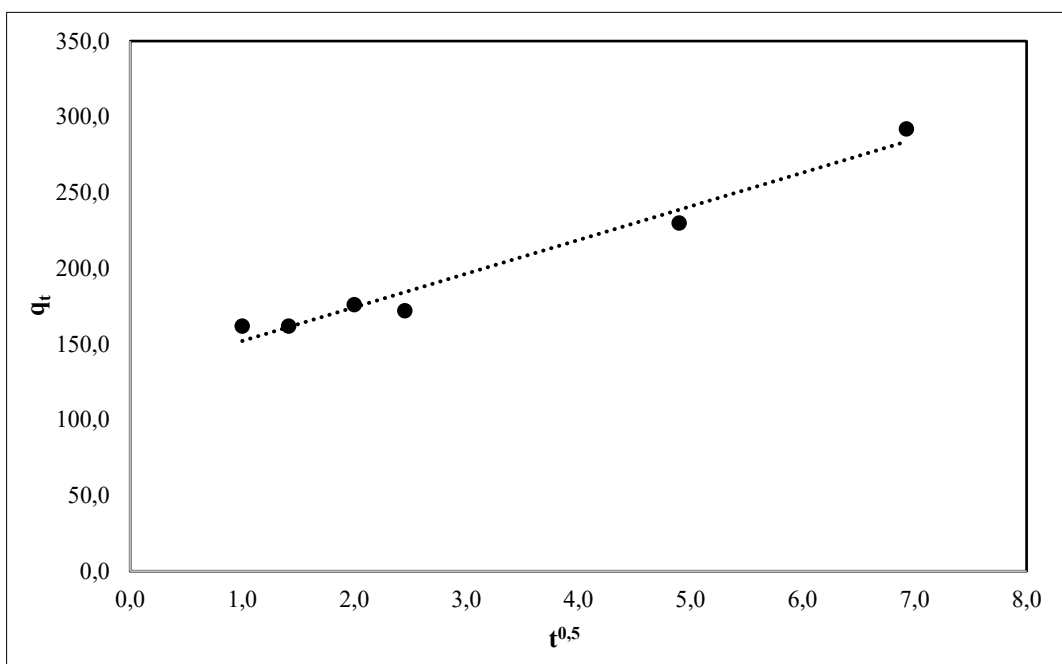
Iont kovu	$K_2$ [ $\text{g} \cdot \text{mg} \cdot \text{min}^{-1}$ ]	$R^2$
$\text{Cu}^{2+}$	$1,98 \cdot 10^{-5}$	0,9836
$\text{Ni}^{2+}$	$4,90 \cdot 10^{-5}$	0,9938
$\text{Zn}^{2+}$	0,05	0,9999

Z výše sestrojených grafických závislostí  $t/q_t$  na  $t$  (viz. Graf 11., Graf 12., Graf 13.) a jejich rovnic lineárních regresí byly vypočteny rychlostní konstanty  $K_2$ . Dle spočítaných hodnot  $K_2$  (viz. Tabulka č. 6.) lze dedukovat, že adsorpce  $\text{Zn}^{2+}$  proběhla nejrychleji. Nejpomaleji byla uskutečněna v případě  $\text{Cu}^{2+}$  částic.

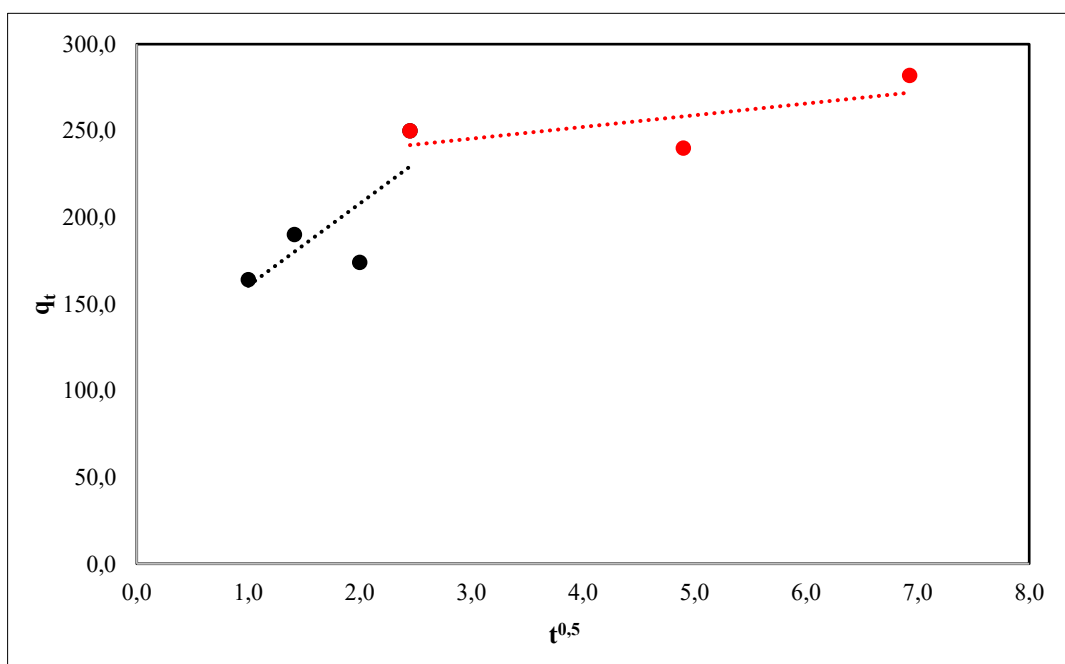
#### 4. 2. 2. 3. Kinetický model intrapartikulární difúze

Mechanismus adsorpce lze rozdělit do třech fází:

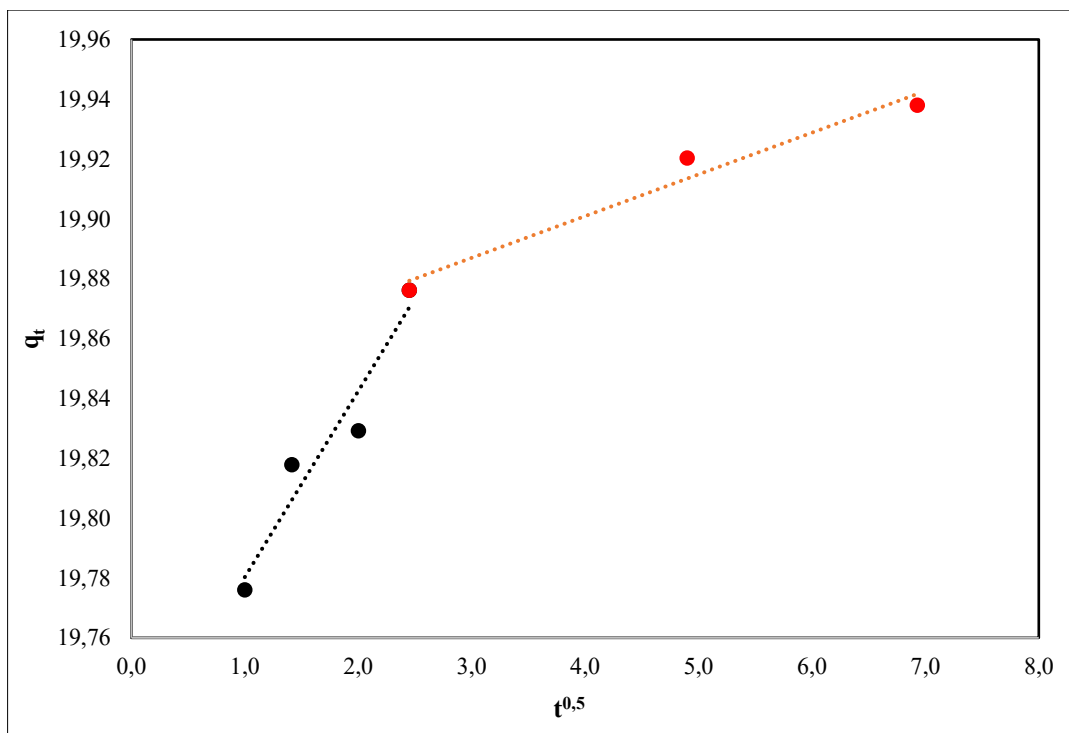
- 1. fáze – Adsorpce na vnějším povrchu (obvykle nejrychlejší)
- 2. fáze – Postupná adsorpce (charakteristická difúzí do mezopórů)
- 3. fáze – Rovnovážný stupeň (intrapartikulární difúze zpomaluje vlivem nízké koncentrace adsorbátu v roztoku) [68, 69]



**Graf 14.** – Závislost  $q_t$  na  $t^{0,5}$  – Pro Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]



**Graf 15.** – Závislost  $q_t$  na  $t^{0,5}$  – Pro Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ]



**Graf 16.** – Závislost  $q_t$  na  $t^{0,5}$  – Pro Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ ,  $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ]

Z výše prezentovaných grafů lze zaregistrovat, že průběh adsorpce byl rozdělen, kromě sorpce  $\text{Cu}^{2+}$  iontů, do dvou kroků. Sklon přímek v grafech určuje rychlost adsorpce. Čím je sklon větší, tím je proces rychlejší.

Ve všech uvedených grafech (viz. Graf 14., Graf 15., Graf 16.) lze naleznout jednu společnou paralelu. Konkrétně fázi postupné adsorpce, která proběhla při všech sorpcích iontů vybraných těžkých kovů.

Sorpce  $\text{Ni}^{2+}$  částic, jejíž model intrapartikulární difuze je viditelný na grafu 15., byla uskutečněna, včetně zmíněné postupné adsorpce, též poslední fází tzv. rovnovážným stupněm, při kterém dochází k adsorpci do mikropórů a výraznému zpomalení procesu [69].

Jak je patrné z grafu 16., adsorpce  $\text{Zn}^{2+}$  iontů byla realizována, jakožto u  $\text{Ni}^{2+}$  iontů, dvěma fázemi. Nejprve nejrychlejší adsorpci na pevném povrchu (v rozmezí  $t^{0,5}$ : 1 – 2,6) a následně opět postupnou adsorpci (v rozmezí  $t^{0,5}$ : 2,6 – 7,2).

#### 4. 3. Výsledky a vyhodnocení adsorpce těžkých kovů na připravené ocelářenské strusce – aplikace vzorků odpadních vod

**Tabulka č. 7.** – Adsorpce vybraných iontů těžkých kovů, obsahujících vzorek OM1, na předupravenou strusku

Číslo vzorku	Navážka strusky [g]	$c(\text{Zn}^{2+})$ [mg.dm <sup>-3</sup> ] – Poč.	$c(\text{Zn}^{2+})$ [mg.dm <sup>-3</sup> ] – Fin.	$q(\text{Zn}^{2+})$ [mg.g <sup>-1</sup> ]	Odstranění $\text{Zn}^{2+}$ [%]
OM1 – 1.	0,2	7,38	0,208	1,793	97,2
OM1 – 2.	0,5	7,38	0,122	0,726	98,4
OM1 – 3.	1,0	7,38	0,106	0,366	98,6
OM1 – 4.	5,0	7,38	0,070	0,073	99,1

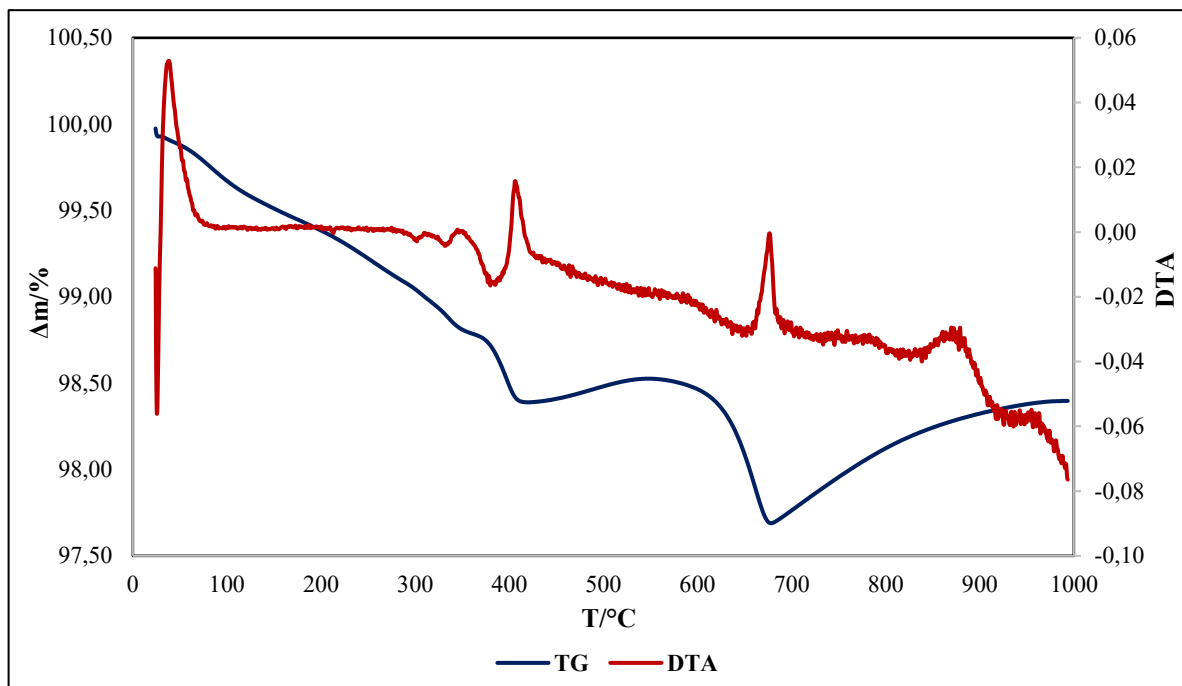
**Tabulka č. 8.** – Adsorpce vybraných iontů těžkých kovů, obsahujících vzorek OM2, na připravenou strusku

Číslo vzorku	Navážka strusky [g]	$c(\text{Zn}^{2+})$ [mg.dm <sup>-3</sup> ] – Poč.	$c(\text{Zn}^{2+})$ [mg.dm <sup>-3</sup> ] – Fin.	$q(\text{Zn}^{2+})$ [mg.g <sup>-1</sup> ]	Odstranění $\text{Zn}^{2+}$ [%]
OM2 – 1.	0,2	6,21	0,220	1,498	96,5
OM2 – 2.	0,5	6,21	0,146	0,606	97,7
OM2 – 3.	1,0	6,21	0,110	0,306	98,2
OM2 – 4.	5,0	6,21	0,098	0,061	98,4

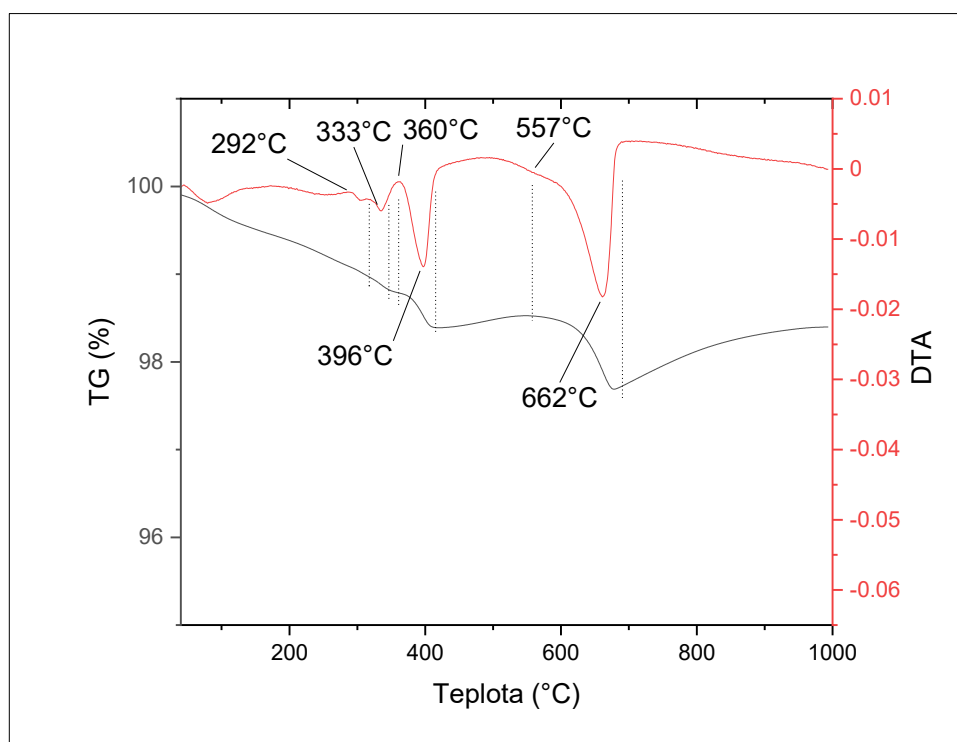
Dle výše přiložených dat (viz. Tabulka č. 7., 8.) lze potvrdit, že se snižující se hmotností aplikované strusky narůstá sorpční kapacita  $\text{Zn}^{2+}$  iontů na sorbentu  $q$ . Nejnižší procento separace vykazovaly vzorky OM1 – 1. (97,2 %) a OM2 – 1. (96,5 %), obsahující 0,2 g strusky. Naopak nejvyšší bylo prokázáno u vzorků, s použitými 5,0 g strusky OM1 – 4. (99,1 %) a OM2 – 4. (98,4 %).



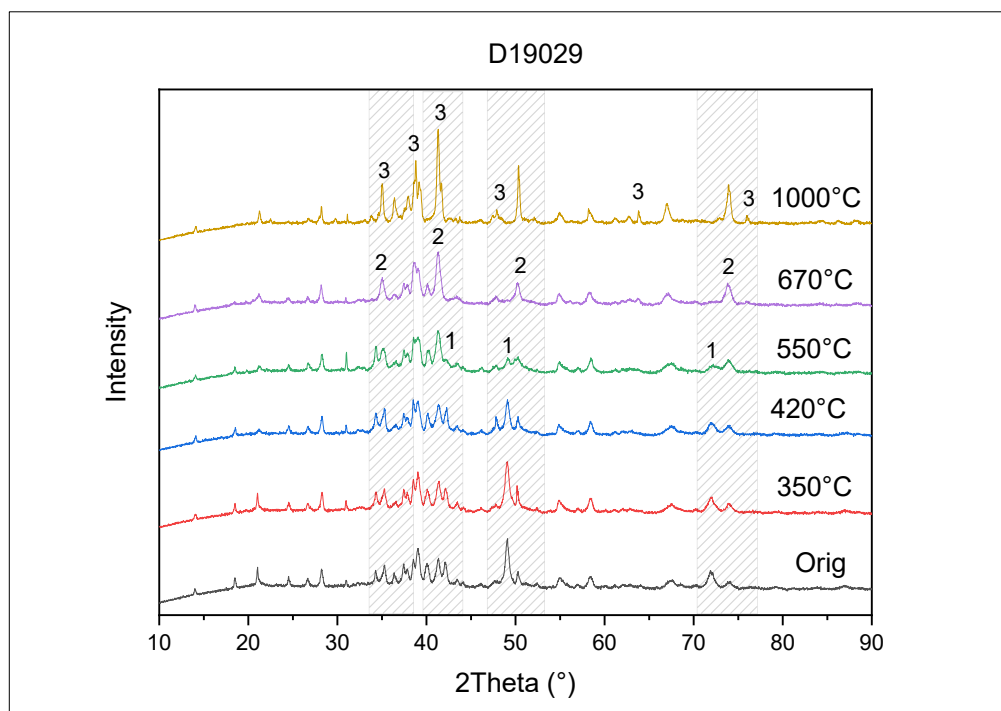
#### 4. 4. Výsledky a vyhodnocení termické analýzy



**Graf 17.** – Závislosti změny hmotnosti [%] a DTA na teplotě – původní vzorek strusky



**Obr. 15** – Výběr teplot pro charakterizaci strusky

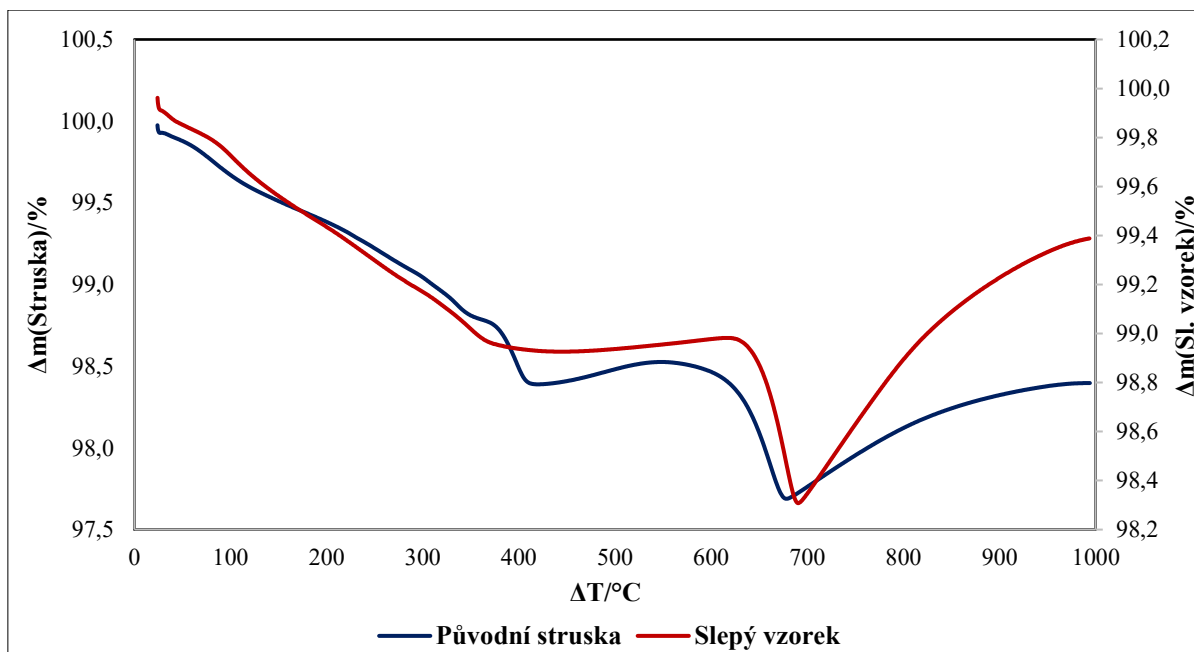


**Obr. 16** – Porovnání RTG difrakčních záznamů vzorků strusek, kalcinovaných při zvolených teplotách (350, 420, 550, 670, 1000 °C)

Legenda (viz. Obr. 16)

Fáze	Označení
Wüstit	1
Magnetit	2
Hematit	3

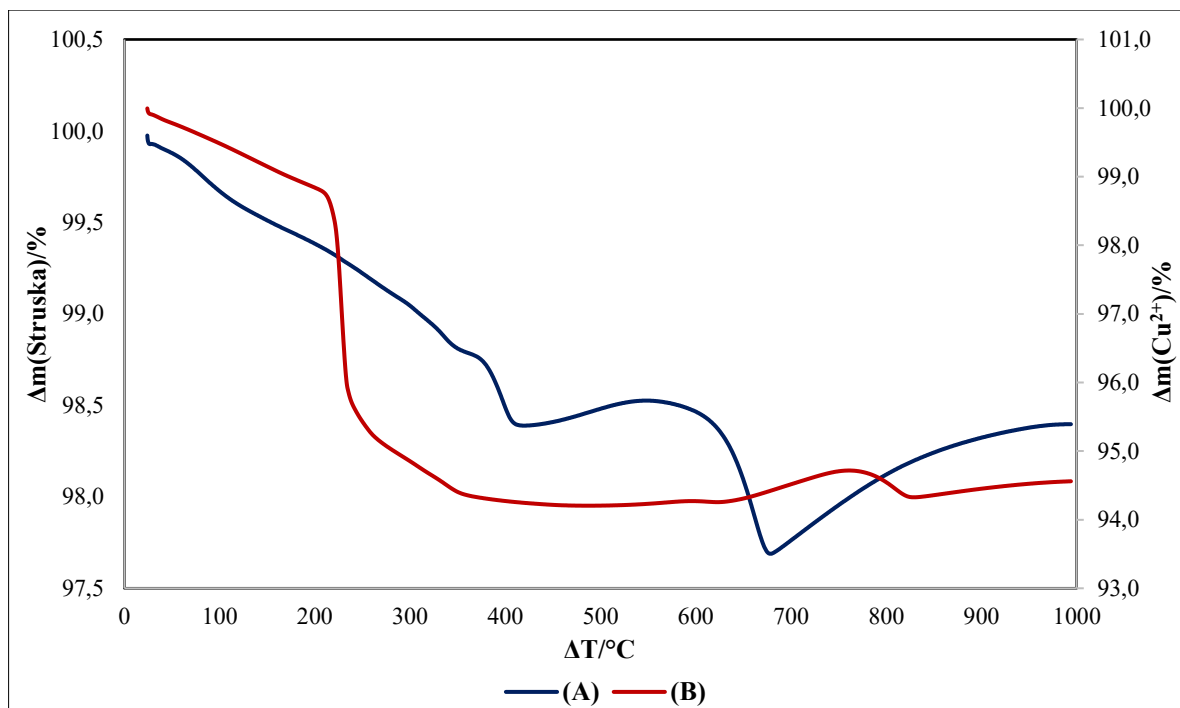
Dle výše uvedeného grafu 17. a obr. 15., 16. lze konstatovat, že ohřev vzorku strusky na 350 °C vedl k úbytku hmotnosti o 1 %. Mezi dalším teplotním intervalem, 350 až 420 °C, došlo k dalšímu poklesu množství vzorku, tentokrát o 0,4 %, nicméně nebyla zaregistrována výrazná změna fázového složení. Zvýšením teploty na 550 °C, nedošlo k významnému zvýšení či snížení hmotnosti vzorku, avšak je patrný pokles intenzity píků s maximy při cca 43, 49 a 72 °2 Theta. Nejintenzivnější difrakční linií fáze wüstitu, při 550 °C, představuje zmiňovaný pík s maximem při 49 °2 Theta. Vzorek strusky, který byl kalcinován při teplotě 670 °C, vykazoval přítomnost difrakčních linií magnetitu. Nárůst teploty z 550 na 670 °C vedl, podle zobrazených TG křivek (viz. Graf 17., Obr. 15), k poklesu hmotnosti o přibližně 1 %. V teplotním rozmezí 670 – 1000 °C, byl zaznamenán hmotnostní nárůst (o asi 0,7 %), spojený s oxidací magnetitu na hematit, jehož přítomnost prokazuje doložený RTG difraktogram vzorku kalcinovaného při teplotě 1000 °C.



**Graf 18.** – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků původní strusky a slepého stanovení

TG křivky pevných reziduí původní strusky a slepého stanovení vykazují podobný průběh. Pokles hmotnosti do cca 300 °C je zřejmě spojen s termickou dehydroxylací. Může se jednat o portlandit, který kvůli nízkému obsahu nebyl pomocí XRD zaznamenán. Nad 400 °C pravděpodobně probíhá oxidace wüstitu na magnetit a nad 700 °C jeho oxidace na hematit.

Vzorky po sorpci Cu, Ni, a Zn vykazují určité změny, avšak fáze nebylo možno, dle dostupných literárních údajů, identifikovat. V průběhu následujícího výzkumu budou analyzovány XRD metodou.

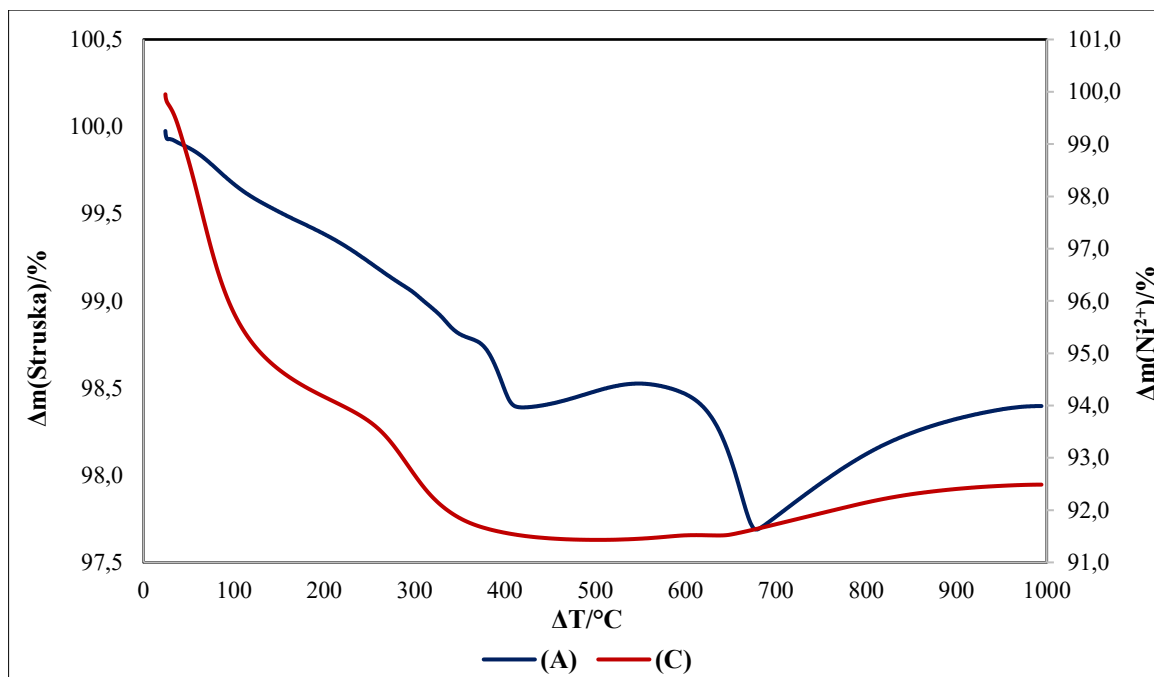


**Graf 19.** – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků (A), (B)

Na grafu 19. lze pozorovat TG křivky dvou vzorků:

- (A) Vzorek předupravené ocelářenské strusky
- (B) Vzorek pevného rezidua, získaného filtrací po provedeném adsorpčním stanovení  $\text{Cu}^{2+}$  iontů na strusce

Křivky obou vzorků jsou dle grafických závislostí výrazně odlišné. Měďnaté částice byly navázány na adsorbent chemickou adsorpcí. Tuto tezi potvrzují i provedené sorpční testy a publikované odborné studie [37, 50] (viz. kapitoly 2. 3. 6. a 4. 1.). Právě chemisorpce se podílí na změně charakteru strusky. Záchyt iontů mědi na strusku znázorňuje viditelný hmotnostní nárůst, zobrazený rudou křivkou (B), v teplotním rozmezí 650 – 850  $^\circ\text{C}$ . Rovněž lze zaregistrovat, v případě TG křivky vzorku (B), možnou relaci mezi částicemi Fe a Cu, viditelnou při teplotách 200 – 300  $^\circ\text{C}$ . Tuto tezi je však potřeba ověřit další RTG difrakční analýzou.



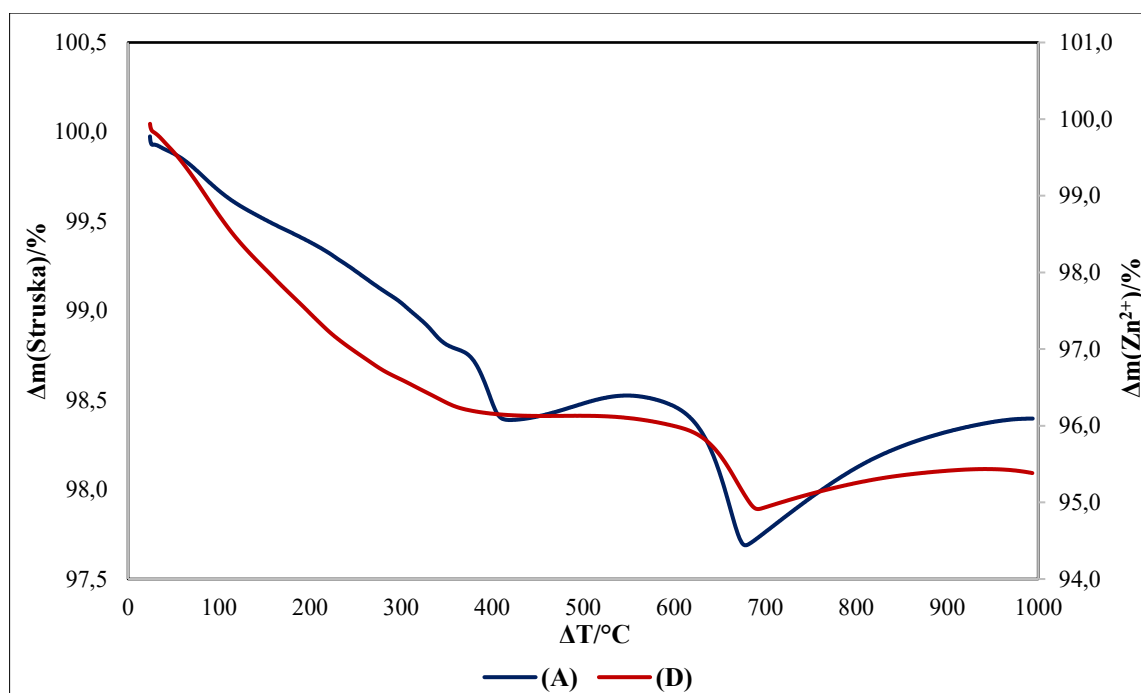
**Graf 20.** – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků (A), (C)

Prostřednictvím grafu 20. lze vidět TG křivky následujících vzorků:

(A) Vzorek předupravené ocelářenské strusky

(C) Vzorek pevného rezidua, získaného filtrací po provedeném adsorpčním stanovení  $\text{Ni}^{2+}$  iontů na strusce

Jak je patrné z grafu 20., TG křivky vzorků (A), (C) jsou rozdílné. Rudá křivka, náležící vzorku strusky po adsorpci  $\text{Ni}^{2+}$  částic, znázorňuje prudký pokles hmotnosti v teplotním rozmezí 0 – 100  $^\circ\text{C}$ . Tento pokles je dán dehydratací vzorku. Následně lze zaznamenat, na obou křivkách hmotnostní úbytek v teplotním intervalu (300 – 400  $^\circ\text{C}$ ), v důsledku termické dehydroxylace vzorku. Od cca 690  $^\circ\text{C}$  lze pozorovat v případě TG křivky vzorku (C) hmotnostní nárůst způsobený možnou vzájemnou relací mezi částicemi Fe a Ni. Tuto myšlenku je však potřeba potvrdit provedením RTG difrakční analýzy [70].



**Graf 21.** – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků (A), (D)

Graf 21. zobrazuje TG křivky vzorků:

(A) Vzorek předupravené ocelářenské strusky

(D) Vzorek pevného rezidua, získaného filtrací po provedeném adsorpčním stanovení  $\text{Zn}^{2+}$  iontů na strusce

Na základě výše znázorněných TG křivek lze konstatovat, že průběhy termické dekompozice vzorků (A) a (D) vykazují jisté podobnosti. Obě TG křivky vzorků zobrazují dvě zásadní hmotnostní změny. První je oxidace wüstitu na magnetit (při asi 400 °C) a druhou představuje tatáž reakce, avšak magnetitu na hematit (v teplotním rozsahu 680 – 1000 °C).

## 5. Závěr

Primárním cílem této diplomové práce bylo posoudit možnost užití ocelářenské strusky, odebrané z kyslíkového konvertoru, coby adsorbentu vybraných iontů těžkých kovů ( $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ).

Podle provedených sorpčních testů a jejich výsledků bylo dokázáno, že průběh adsorpce výše uvedených částic, kromě  $\text{Zn}^{2+}$  iontů, na použitém odpadním materiálu lze charakterizovat pomocí modelu Langmuirovy adsorpční izotermy. Separační proces se tudíž uskutečňuje tzv. chemickou adsorpcí. V případě sorpcí  $\text{Cu}^{2+}$  a  $\text{Ni}^{2+}$  iontů bylo dosaženo relativně vysokých maximálních adsorpčních kapacit strusky ( $q_{MAX}$ )  $147 \text{ mg.g}^{-1}$ .

Adsorpce  $\text{Zn}^{2+}$  iontů na použité strusce byla komplikovanější. Nebylo možno použít žádnou ze známých izoterem, protože se zvyšující se počáteční koncentrací  $\text{Zn}^{2+}$  částic klesala jejich rovnovážná koncentrace. S rostoucí počáteční koncentrací síranu zinečnatého narůstala koncentrace vápenatých iontů v roztoku. Zároveň také rostla sorpční kapacita a klesala hodnota pH. Nejvyšší dosažená sorpční kapacita činila  $63 \text{ mg.g}^{-1}$ .

Adsorpce na ocelářské strusce z kyslíkového konvertoru se jeví jakožto levný a efektivní způsob oddělování měďnatých, nikelnatých a zinečnatých iontů z průmyslových odpadních vod.

Rychlost sorpčního procesu v případě  $\text{Cu}^{2+}$  iontů byla popsána modelem pseudo – prvního řádu a rychlosti adsorpce  $\text{Zn}^{2+}$  a  $\text{Ni}^{2+}$  částic pomocí modelu pseudo – druhého řádu.

Pro případ použití předčišťování průmyslových odpadních vod je nutno ještě provést experimenty ve větším měřítku. Bylo by tak možno snížit zatížení ČOV při konečném procesu čištění.

## 6. Literatura

- [1] KAMRAN, Sardar, Ali SHAFQAAT, Hameed SAMRA, Afzal SANA, Fatima SAMAR, Bilal Shakoor MUHAMMAD, Aslam Bharwana SAIMA a Muhammad Tauqeer HAFIZ. Heavy Metals Contamination and what are the Impacts on Living Organisms. *Greener Journal of Environmental Management and Public Safety* [online]. 2013, **2**(4), 172-179 [cit. 2020-11-23]. ISSN 23542276. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/306154642\\_Heavy\\_Metals\\_Contamination\\_and\\_what\\_are\\_the\\_Impacts\\_on\\_Living\\_Organisms](https://www.researchgate.net/publication/306154642_Heavy_Metals_Contamination_and_what_are_the_Impacts_on_Living_Organisms)
- [2] VARDHAN, Kilaru Harsha, Ponnusamy Senthil KUMAR a Rames C. PANDA. A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids* [online]. 2019, **290** [cit. 2020-11-23]. ISSN 01677322. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167732219317684>
- [3] TCHOUNWOU, Paul B., Clement G. YEDJOU, Anita K. PATLOLLA a Dwayne J. SUTTON. Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* [online]. Basel: Springer Basel, 2012, 2012-4-24, 133-164 [cit. 2020-11-23]. Experientia Supplementum. ISBN 978-3-7643-8339-8. Dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4144270/pdf/nihms414261.pdf>
- [4] JAIN, JHUMI a PAMMI GAUBA. Heavy metal toxicity-implications on metabolism and health. *International Journal of pharma and Bio Sciences* [online]. 2017, **8**(4) [cit. 2020-11-23]. ISSN 09756299. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/320557741\\_Heavy\\_metal\\_toxicity-implications\\_on\\_metabolism\\_and\\_health](https://www.researchgate.net/publication/320557741_Heavy_metal_toxicity-implications_on_metabolism_and_health)
- [5] EDELSTEIN, Menahem a Meni BEN-HUR. Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in horticultural crops. *Scientia Horticulturae* [online]. 2018, **234**, 431-444 [cit. 2020-11-23]. ISSN 03044238. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304423817307628>
- [6] MASINDI, Vhahangwele a Khathutshelo L. MUEDI. Environmental Contamination by Heavy Metals. *Heavy Metals* [online]. InTech, 2018, 2018-06-27 [cit. 2020-11-24]. ISBN 978-1-78923-360-5. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/323475413\\_Environmental\\_Contamination\\_by\\_Heavy\\_Metals](https://www.researchgate.net/publication/323475413_Environmental_Contamination_by_Heavy_Metals)



- [7] Zinc. *PubChem* [online]. Bethesda, MD, USA: National Center for Biotechnology Information, 2004 - 2020 [cit. 2020-11-25]. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Zinc>
- [8] Nickel. *PubChem* [online]. Bethesda, MD, USA: National Center for Biotechnology Information, 2004 - 2020 [cit. 2020-11-25]. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Nickel>
- [9] DENKHAUS, E. a K. SALNIKOW. Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical Reviews in Oncology/Hematology* [online]. 2002, **42**(1), 35-56 [cit. 2020-11-29]. ISSN 10408428. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1040842801002141>
- [10] Copper. *PubChem* [online]. Bethesda, MD, USA: National Center for Biotechnology Information, 2004 - 2020 [cit. 2020-11-25]. Dostupné z: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/23978>
- [11] *Copper: Properties and Applications* [online]. Hemel Hempstead, Hertfordshire, UK: Copper Development Association, c2018 [cit. 2021-02-17]. Dostupné z: <https://copperalliance.org.uk/knowledge-base/education/education-resources/copper-properties-applications/>
- [12] MUSTAFA, Syed Khalid a Meshari Ahmed ALSHARIF. Copper (Cu) an Essential Redox-Active Transition Metal in Living System—A Review Article. *American Journal of Analytical Chemistry* [online]. 2018, **09**(01), 15-26 [cit. 2021-02-17]. ISSN 2156-8251. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/322359677\\_Copper\\_Cu\\_an\\_Essential\\_Redox-Active\\_Transition\\_Metal\\_in\\_Living\\_System-A\\_Review\\_Article](https://www.researchgate.net/publication/322359677_Copper_Cu_an_Essential_Redox-Active_Transition_Metal_in_Living_System-A_Review_Article)
- [13] DE PHILIPPIS, Roberto a Ernesto MICHELETTI. Heavy Metal Removal with Exopolysaccharide-Producing Cyanobacteria. WANG, Lawrence K., Jiaping Paul CHEN, Yung-Tse HUNG a Nazih K. SHAMMAS. *Heavy metals in environment*. Boce Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group, c2009, s. 89-122. ISBN 978-1-4200-7316-4.
- [14] BARAKAT, M.A. New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry* [online]. 2011, **4**(4), 361-377 [cit. 2021-01-04]. ISSN 18785352. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878535210001334>

- [15] BIELA, Renata. Vodárenská flotace a její použití při úpravě pitné vody v ČR. *TZB-info* [online]. Praha: TZB-info, 2012, 6. 8. 2012 [cit. 2021-01-06]. Dostupné z: <https://voda.tzb-info.cz/vlastnosti-a-zdroje-vody/8900-vodarenska-flotace-a-jeji-pouziti-pri-uprave-pitne-vody-v-cr>
- [16] SADRZADEH, Mohtada a Toraj MOHAMMADI. Sea water desalination using electrodialysis. *Desalination* [online]. 2008, **221**(1-3), 440-447 [cit. 2021-01-06]. ISSN 00119164. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0011916407007266>
- [17] Pressure-Driven Membrane Filtration Processes. *Synder Filtration* [online]. Vacaville, CA, USA: SYNDER FILTRATION, c2021 [cit. 2021-01-06]. Dostupné z: <https://synderfiltration.com/learning-center/articles/introduction-to-membranes/pressure-driven-membrane-filtration-processes/>
- [18] MEMBRÁNOVÉ PROCESY PŘI ÚPRAVĚ VOD. *ASIO: čištění a úprava vod* [online]. Brno: ASIO TECH, spol. s r.o., c2011-2021, 13.3.2014 [cit. 2021-02-17]. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/247.membranove-procesy-pri-uprave-vod>
- [19] *Ion Exchange for Heavy Metal Removal* [online]. Chatsworth, CA, USA: Wastech Controls & Engineering, c2001-2020 [cit. 2021-02-15]. Dostupné z: <https://wastechengineering.com/ion-exchange-concepts-for-heavy-metal-removal.html>
- [20] BUDAK, T. Borklu. Removal of Heavy Metals from Wastewater Using Synthetic Ion Exchange Resin. *Asian Journal of Chemistry* [online]. 2013, **25**(8), 4207-4210 [cit. 2021-02-15]. ISSN 09707077. Dostupné z: doi: [http://www.asianjournalofchemistry.co.in/User/ViewFreeArticle.aspx?ArticleID=25\\_8\\_18](http://www.asianjournalofchemistry.co.in/User/ViewFreeArticle.aspx?ArticleID=25_8_18)
- [21] HUBICKI, Zbigniew a Dorota KOODYNSK. Selective Removal of Heavy Metal Ions from Waters and Waste Waters Using Ion Exchange Methods. *Ion Exchange Technologies* [online]. InTech, 2012, 2012-11-07 [cit. 2021-02-16]. ISBN 978-953-51-0836-8. Dostupné z: <http://www.intechopen.com/books/ion-exchange-technologies/selective-removal-of-heavy-metal-ions-from-waters-and-waste-waters-using-ion-exchange-methods>
- [22] ŠNAJDÁREK, Ladislav. *Modifikace utěsnění víka iontového filtru TC SVOI v JE s VVER 440* [online]. Brno, 2011 [cit. 2021-02-16]. Dostupné z: [https://www.vutbr.cz/www\\_base/zav\\_prace\\_soubor\\_verejne.php?file\\_id=41218](https://www.vutbr.cz/www_base/zav_prace_soubor_verejne.php?file_id=41218). Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta strojního inženýrství. Vedoucí práce Ing. Hugo Šen.

- [23] AHLUWALIA, Sarabjeet Singh a Dinesh GOYAL. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology* [online]. 2007, **98**(12), 2243-2257 [cit. 2021-02-16]. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852405005675>
- [24] HAYNES, Richard J. *Significance and Role of Si in Crop Production* [online]. Elsevier, 2017, 2017, , 83-166 [cit. 2021-03-01]. Advances in Agronomy. ISBN 9780128124154. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211317300524>
- [25] PIATAK, Nadine M., Michael B. PARSONS a Robert R. SEAL. Characteristics and environmental aspects of slag: A review. *Applied Geochemistry* [online]. 2015, **57**, 236-266 [cit. 2021-03-01]. ISSN 08832927. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0883292714000821>
- [26] BAUER, Stephanie. What is slag? *Voestalpine: one step ahead* [online]. Linz, Austria: voestalpine AG, c2021, 18. 3. 2013 [cit. 2021-03-01]. Dostupné z: <https://www.voestalpine.com/blog/en/general-en/slag/>
- [27] WANG, George C. Introduction. *The Utilization of Slag in Civil Infrastructure Construction* [online]. Elsevier, 2016, 2016, , 1-7 [cit. 2021-03-01]. ISBN 9780081009949. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/slag-utilization>
- [28] YI, Huang, Guoping XU, Huigao CHENG, Junshi WANG, Yinfeng WAN a Hui CHEN. An Overview of Utilization of Steel Slag. *Procedia Environmental Sciences* [online]. 2012, **16**, 791-801 [cit. 2021-02-28]. ISSN 18780296. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878029612006469>
- [29] JIANG, Yi, Tung-Chai LING, Caijun SHI a Shu-Yuan PAN. Characteristics of steel slags and their use in cement and concrete – A review. *Resources, Conservation and Recycling* [online]. 2018, **136**, 187-197 [cit. 2021-02-28]. ISSN 09213449. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0921344918301617>
- [30] THOMAS, Carlos, Julia ROSALES, Juan Antonio POLANCO a Francisco AGRELA. Steel slags. *New Trends in Eco-efficient and Recycled Concrete* [online]. Elsevier, 2019, 2019, 169-190 [cit. 2021-02-28]. ISBN 9780081024805. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/engineering/steel-slag>

- [31] BOCCI, Edoardo. Use of ladle furnace slag as filler in hot asphalt mixtures. *Construction and Building Materials* [online]. 2018, **161**, 156-164 [cit. 2021-02-28]. ISSN 09500618. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0950061817323395>
- [32] LIU, Huijuan, Ruiping LIU, Jiuhui QU a Gaosheng ZHANG. *Arsenic Pollution: Occurrence, Distribution, and Technologies*. s. 225-246 LIU. Huijuan, Ruiping LIU, Jiuhui QU a Gaosheng ZHANG. *Arsenic Pollution: Occurrence, Distribution, and Technologies*. s. 225-246.
- [33] ARTIOLI, Y. Adsorption. *Encyclopedia of Ecology* [online]. Elsevier, 2008, 2008, 60-65 [cit. 2021-02-21]. ISBN 9780080454054. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780080454054002524>
- [34] PIVOKONSKÝ, Martin. *Úprava podzemních a povrchových vod: Úprava vod* [online]. ÚŽP, PřF UK [cit. 2021-02-21]. Dostupné z: [http://www.pivokonsky.wz.cz/UV/uprava\\_vod\\_8.pdf](http://www.pivokonsky.wz.cz/UV/uprava_vod_8.pdf)
- [35] BULÁNEK, Roman. *Povrchové jevy na pevných látkách* [online]. Pardubice: Katedra fyzikální chemie, FCHT-UPCE, 2014 [cit. 2021-02-21]. Dostupné z: [https://dk.upce.cz/bitstream/handle/10195/64787/BulanekR\\_PovrchoveJevy\\_2015.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://dk.upce.cz/bitstream/handle/10195/64787/BulanekR_PovrchoveJevy_2015.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- [36] KUSUMASTUTI, R., SRIYONO, M. PANCOKO, S.L. BUTAR-BUTAR, Guntur Eko PUTRA a Hendro TJAHJONO. Study On The Mechanism of CO<sub>2</sub> Adsorption Process on zeolite 5A as a Molecular Sieve In RDE System: An Infrared Investigation. *Journal of Physics: Conference Series* [online]. ÚŽP, PřF UK, 2019, **1198**(3) [cit. 2021-02-21]. ISSN 1742-6588. Dostupné z: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1742-6596/1198/3/032009>
- [37] KIM, Do-Hyung, Min-Chul SHIN, Hyun-Doc CHOI, Chang-Il SEO a Kitae BAEK. Removal mechanisms of copper using steel-making slag: adsorption and precipitation. *Desalination* [online]. 2008, **223**(1-3), 283-289 [cit. 2021-04-11]. ISSN 00119164. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S001191640700865X>
- [38] PONEC, Vladimír, Zlatko KNOR a Slavoj ČERNÝ. *Metody a pochody chemické technologie: Adsorpce na tuhých látkách*. 1. Praha: Nakladatelství technické literatury, n. p., 1968.

- [39] BARTOVSKÁ, Lída a Marie ŠIŠKOVÁ. *Freundlichova adsorpční izoterma* [online]. Praha: Ústav fyzikální chemie - VŠCHT, 2005 [cit. 2021-02-24]. Dostupné z: [http://147.33.74.135/knihy/uid\\_es-001/hesla/freundlichova\\_adsorpcni\\_izoterma.html](http://147.33.74.135/knihy/uid_es-001/hesla/freundlichova_adsorpcni_izoterma.html)
- [40] KOLAFKA, Jiří. *Adsorpce* [online]. Praha: Ústav fyzikální chemie - VŠCHT, 1 - 17 [cit. 2021-02-25]. Dostupné z: <https://old.vscht.cz/fch/cz/pomucky/kolafa/mikro12.pdf>
- [41] SHIPU, Sourav. *BET Isotherm* [online]. Dhaka, Bangladesh, 30. 4. 2014 [cit. 2021-02-27]. Dostupné z: <https://www.slideshare.net/Sourav44Shipu/bet-isotherm>
- [42] LAKHERWAL, Dimple. Adsorption of Heavy Metals: A Review. *International Journal of Environmental Research and Development* [online]. Department of Environmental Studies, Panjab University, Chandigarh, India: Research India Publications, 2014, 4(1), 41-48 [cit. 2021-03-10]. ISSN 2249-3131. Dostupné z: [http://ripublication.com/ijerd\\_spl/ijerv4n1spl\\_08.pdf](http://ripublication.com/ijerd_spl/ijerv4n1spl_08.pdf)
- [43] NAJA, Ghinwa M. a Bohumil VOLESKY. Treatment of Metal-Bearing Effluents: Removal and Recovery. WANG, Lawrence K., Jiaping Paul CHEN, Yung-Tse HUNG a Nazih K. SHAMMAS. *Heavy metals in environment*. Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group, c2009, s. 247-291. ISBN 978-1-4200-7316-4.
- [44] GRANULOVANÉ AKTIVNÍ UHLÍ. *Calgon Carbon: A Kurakay Company* [online]. Moon Township, PA, USA: Calgon Carbon Corporation, 2021 [cit. 2021-03-10]. Dostupné z: <https://www.calgoncarbon.com/gac/>
- [45] LIU, Sheng-Yu, Jin GAO, Bin QU a Yijin YANG. Adsorption Behaviors of Heavy Metal Ions by Steel Slag-An Industrial Solidwaste. *2009 3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering* [online]. IEEE, 2009, 2009, , 1-4 [cit. 2021-03-13]. ISBN 978-1-4244-2901-1. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/261169071\\_Adsorption\\_Behaviors\\_of\\_Heavy\\_Metal\\_Ions\\_by\\_Steel\\_Slag-An\\_Industrial\\_Solidwaste](https://www.researchgate.net/publication/261169071_Adsorption_Behaviors_of_Heavy_Metal_Ions_by_Steel_Slag-An_Industrial_Solidwaste)
- [46] ČURKOVIĆ, L, Š CERJAN-STEFANOVIĆ, A RASTOVÈAN-MIOÈ a Yijin YANG. BATCH Pb<sub>2</sub> AND Cu<sub>2</sub> REMOVAL BY ELECTRIC FURNACE SLAG. *Water Research* [online]. IEEE, 2001, 2009, 35(14), 3436-3440 [cit. 2021-03-13]. ISBN 978-1-4244-2901-1. ISSN 00431354. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135401000379>

- [47] BEH, C. L., T. G. CHUAH, M. N. NOUROUZI a T. CHOONG. Removal of Heavy Metals from Steel Making Waste Water by Using Electric Arc Furnace Slag. *E-Journal of Chemistry* [online]. 2012, **9**(4), 2557-2564 [cit. 2021-03-15]. ISSN 0973-4945. Dostupné z: <http://www.hindawi.com/journals/jchem/2012/128275/>
- [48] ORTIZ, N., M.A.F. PIRES a J.C. BRESSIANI. Use of steel converter slag as nickel adsorber to wastewater treatment. *Waste Management* [online]. 2001, **21**(7), 631-635 [cit. 2021-03-15]. ISSN 0956053X. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0956053X00001239>
- [49] ZAHAR, Mohd Syakirin Md, Faradiella Mohd KUSIN a Siti Nurjalia MUHAMMAD. Adsorption of Manganese in Aqueous Solution by Steel Slag. *Procedia Environmental Sciences* [online]. 2015, **30**, 145-150 [cit. 2021-03-15]. ISSN 18780296. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1878029615006209>
- [50] YUSUF, Mohammed, Luqman CHUAH A., Mohammed M. A. a Shitu A. Investigations of Nickel (II) removal from Aqueous Effluents using Electric arc Furnace Slag. *Research Journal of Chemical Sciences* [online]. Serdang, Selangor DE, MALAYSIA: Department of Chemical and Environmental Engineering, Faculty of Engineering, University Putra Malaysia, 18. 11. 2013, **3**(12), 29-37 [cit. 2021-04-11]. ISSN 2231-606X. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/267737504\\_Investigations\\_of\\_Nickel\\_II\\_removal\\_from\\_Aqueous\\_Effluents\\_using\\_Electric\\_arc\\_Furnace\\_Slag](https://www.researchgate.net/publication/267737504_Investigations_of_Nickel_II_removal_from_Aqueous_Effluents_using_Electric_arc_Furnace_Slag)
- [52] XUE, Yongjie, Zhenhua HU a Yunya NIU. Single and coadsorption of copper, cadmium, lead and zinc onto basic oxygen furnace slag. *DESALINATION AND WATER TREATMENT* [online]. 2020, **179**, 242-251 [cit. 2021-04-11]. Dostupné z: [https://www.deswater.com/DWT\\_articles/vol\\_179\\_papers/179\\_2020\\_242.pdf](https://www.deswater.com/DWT_articles/vol_179_papers/179_2020_242.pdf)
- [53] BUTCHER, D.J. ATOMIC ABSORPTION SPECTROMETRY | Interferences and Background Correction. *Encyclopedia of Analytical Science* [online]. Elsevier, 2005, 2005, 157-163 [cit. 2021-03-21]. ISBN 9780123693976. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/medicine-and-dentistry/atomic-absorption-spectrometry>
- [54] HILL, Steve J. a Andy S. FISHER. Atomic Absorption, Methods and Instrumentation. *Encyclopedia of Spectroscopy and Spectrometry* [online]. Elsevier, 2017, 2017, 37-43 [cit. 2021-03-21]. ISBN 9780128032244. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/medicine-and-dentistry/atomic-absorption-spectrometry>

- [55] *Atomic Absorption Spectrometry (AAS) Information* [online]. Waltham, MA, USA: Thermo Fisher Scientific, c2020 [cit. 2021-03-21]. Dostupné z: <https://www.thermofisher.com/cz/en/home/industrial/spectroscopy-elemental-isotope-analysis/spectroscopy-elemental-isotope-analysis-learning-center/trace-elemental-analysis-tea-information/atomic-absorption-aa-information.html>
- [56] *Atomová absorpční spektrometrie (AAS)* [online]. Ústí nad Labem: Fakulta životního prostředí Univerzity Jana Evangelisty Purkyně [cit. 2021-03-21]. Dostupné z: [http://fzp.ujep.cz/ktv/uc\\_texty/1IAME/3%20IAME-AAS.pdf](http://fzp.ujep.cz/ktv/uc_texty/1IAME/3%20IAME-AAS.pdf)
- [57] TSHABALALA, Zamaswazi P., Dina N. OOSTHUIZEN, Hendrik C. SWART a David E. MOTAUNG. Tools and techniques for characterization and evaluation of nanosensors. *Nanosensors for Smart Cities* [online]. Elsevier, 2020, 2020, , 85-110 [cit. 2021-03-24]. ISBN 9780128198704. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/materials-science/thermal-analysis>
- [58] SAIKIA, Pallabi. Physical and thermal analysis of polymer. *Polymer Science and Innovative Applications* [online]. Elsevier, 2020, 2020, , 153-205 [cit. 2021-03-24]. ISBN 9780128168080. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/materials-science/thermal-analysis>
- [59] JAFARZADEH, Shima, Ali SALEHABADI a Seid Mahdi JAFARI. Metal nanoparticles as antimicrobial agents in food packaging. *Handbook of Food Nanotechnology* [online]. Elsevier, 2020, 2020, , 379-414 [cit. 2021-03-24]. ISBN 9780128158661. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/agricultural-and-biological-sciences/thermogravimetry>
- [60] TANZI, Maria Cristina, Silvia FARÈ a Gabriele CANDIANI. Techniques of Analysis: Diferenční termická analýza, DTA. *Foundations of Biomaterials Engineering* [online]. Elsevier, 2019, 2019, , 393-469 [cit. 2021-03-25]. ISBN 9780081010341. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/materials-science/differential-thermal-analysis>
- [61] GUTHRIE, James M. a Jeffrey R. FERGUSON. Overview of X-ray Fluorescence. *Archaeometry Laboratory* [online]. Columbia, MO, USA: University of Missouri Research Reactor, August 2012 [cit. 2021-04-02]. Dostupné z: [https://archaeometry.missouri.edu/xrf\\_overview.html](https://archaeometry.missouri.edu/xrf_overview.html)

- [62] WIRTH, Karl a Andy BARTH. X-Ray Fluorescence (XRF). *Geochemical Instrumentation and Analysis* [online]. Indianapolis: Macalester College; Indiana University~Purdue University, January 21, 2020 [cit. 2021-04-02]. Dostupné z: [https://serc.carleton.edu/research\\_education/geochemsheets/techniques/XRF.html](https://serc.carleton.edu/research_education/geochemsheets/techniques/XRF.html)
- [63] Methods for Assessing Surface Cleanliness. *Developments in Surface Contamination and Cleaning, Volume 12* [online]. Elsevier, 2019, 2019, , 23-105 [cit. 2021-04-07]. ISBN 9780128160817. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/topics/materials-science/x-ray-diffraction>
- [64] DUTLOW, Barbara L. a Christine M. CLARK. X-ray Powder Diffraction (XRD). *SERC* [online]. Louisiana State University, Eastern Michigan University, February 14, 2020 [cit. 2021-04-07]. Dostupné z: [https://serc.carleton.edu/research\\_education/geochemsheets/techniques/XRD.html](https://serc.carleton.edu/research_education/geochemsheets/techniques/XRD.html)
- [65] VÁVRA, Václav a Zdeněk LOSOS. 5.2 Metody výzkumu struktur minerálů. *Multimediální studijní texty z mineralogie pro bakalářské studium* [online]. Brno: PřF MU, 11. 1. 2013 [cit. 2021-04-07]. Dostupné z: [http://mineralogie.sci.muni.cz/kap\\_5\\_2\\_metody\\_strukt/kap\\_5\\_2\\_metody\\_strukt.htm#5.2.4.2](http://mineralogie.sci.muni.cz/kap_5_2_metody_strukt/kap_5_2_metody_strukt.htm#5.2.4.2).
- [66] PECHOUŠEK, Jiří. *Měření plochy povrchu pevných látek a určování jejich porozity metodou sorpce plynu* [online]. Olomouc: Katedra experimentální fyziky, UP, 25. 1. 2010, 1-19 [cit. 2021-04-05]. Dostupné z: <https://fyzika.upol.cz/cs/system/files/download/vujtek/ostatni/BET.pdf>
- [67] BONILLA-PETRICIOLLET, Adrián, Didilia Ileana MENDOZA-CASTILLO a Hilda Elizabeth REYNEL-ÁVILA, ed. *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification* [online]. Cham, Switzerland: Springer Nature, c2017 [cit. 2021-04-19]. ISBN 978-3-319-58136-1. Dostupné z: <https://www.springer.com/gp/book/9783319581354>
- [68] HUANG, Yimin, Xinqing LEE, Matteo GRATTIERI, Florika C. MACAZO, Rong CAI a Shelley D. MINTEER. A sustainable adsorbent for phosphate removal: modifying multi-walled carbon nanotubes with chitosan. *Journal of Materials Science* [online]. 2018, **53**(17), 12641-12649 [cit. 2021-04-18]. ISSN 0022-2461. Dostupné z: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s10853-018-2494-y.pdf>



[69] CHEUNG, W.H., Y.S. SZETO a G. MCKAY. Intraparticle diffusion processes during acid dye adsorption onto chitosan. *Bioresource Technology* [online]. 2007, **98**(15), 2897-2904 [cit. 2021-04-18]. ISSN 09608524. Dostupné z: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852406005116>

[70] DÍEZ, David, Ana URUEÑA a Gregorio ANTOLÍN. Investigation of Ni–Fe–Cu-Layered Double Hydroxide Catalysts in Steam Reforming of Toluene as a Model Compound of Biomass Tar. *Processes* [online]. 2021, **9**(1) [cit. 2021-04-19]. ISSN 2227-9717. Dostupné z: <https://www.mdpi.com/2227-9717/9/1/76>

## 7. Seznam obrázků

Obr. 1 – Princip elektrodialýzy [14] .....	11
Obr. 2 – A) Fyzisorpce / B) Chemisorpce – vytváření vzájemných interakcí adsorbovaných částic s adsorbentem [36] .....	17
Obr. 3 – Výsledná podoba Freundlichovy adsorpční izotermy (převzato a upraveno) [34] ....	20
Obr. 4 – Výsledný tvar Langmuirovy adsorpční izotermy (převzato a upraveno) [34] .....	21
Obr. 5 – Navazování částic na povrch sorbentu → rozšíření monovrstvé adsorpce na vícevrstvou – Základ BET modelu (převzato a upraveno) [41] .....	22
Obr. 6 – Schéma atomového absorpčního spektrometru s plamennou atomizací [56] .....	26
Obr. 7 – Planetární mlýn RETSCH PM100 [Autor] .....	28
Obr. 8 – Vzorek předupravené ocelářenské strusky [Autor] .....	28
Obr. 9 – Difraktogram vzorku připravené strusky .....	30
Obr. 10 – BET izoterma – vzorek ocelářenské strusky .....	32
Obr. 11 – Adsorpční izoterma s hysterezní smyčkou – vzorek ocelářenské strusky .....	32
Obr. 12 – Protřepávání na třepačce IKA HS 260 basic [Autor] .....	34
Obr. 13 – Atomový absorpční spektrometr VARIAN [Autor] .....	35
Obr. 14 – Discovery SDT 650 – Simultánní termický analyzátor [Autor] .....	36
Obr. 15 – TG/DTA křivka vzorku původní strusky (ohřev v muflové peci) .....	49
Obr. 16 – Porovnání RTG difrakčních záznamů vzorků strusek, kalcinovaných při zvolených teplotách (350, 420, 550, 670, 1000 °C) .....	50

## 8. Seznam tabulek

Tabulka č. 1. – Oxidové složení ocelářenských strusek [30] .....	15
Tabulka č. 2. – Procentuální složení ocelářenské strusky .....	29
Tabulka č. 3. – Složení výluhu slepého stanovení .....	34
Tabulka č. 4. – Hodnoty parametrů zobrazených Langmuirových izoterem (viz. Graf 1., Graf 2.) – adsorpce $\text{Cu}^{2+}$ , $\text{Ni}^{2+}$ iontů .....	38
Tabulka č. 5. – Kinetické parametry, odečtené a vypočítané z modelů pseudo – prvního řádu (viz. Graf 8., Graf 9., Graf 10.) .....	43
Tabulka č. 6. – Kinetické parametry, odečtené a vypočítané z modelů pseudo – 2. řádu (viz. Graf 11., Graf 12., Graf 13.) .....	45
Tabulka č. 7. – Adsorpce vybraných iontů těžkých kovů, obsahujících vzorek OM1, na předupravenou strusku .....	48
Tabulka č. 8. – Adsorpce vybraných iontů těžkých kovů, obsahujících vzorek OM2, na připravenou strusku .....	48

## 9. Seznam grafů

Graf 1. – Lineární Langmuirova izoterma – Adsorpce $\text{Cu}^{2+}$ iontů .....	37
Graf 2. – Lineární Langmuirova izoterma – Adsorpce $\text{Ni}^{2+}$ iontů .....	37
Graf 3. – Závislost finální koncentrace $\text{Ca}^{2+}$ částic a adsorpční kapacity (pro $\text{Zn}^{2+}$ ionty) na počáteční koncentraci $\text{Zn}^{2+}$ iontů .....	39
Graf 4. – Závislosti pH a adsorpční kapacity (pro $\text{Zn}^{2+}$ ionty) na počáteční koncentraci $\text{Zn}^{2+}$ iontů .....	39
Graf 5. – Závislosti koncentrace $\text{Cu}^{2+}$ a adsorpční kapacity ocelářenské strusky na čase (kontaktní době) – Pro Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] .....	40
Graf 6. – Závislosti koncentrace $\text{Ni}^{2+}$ a adsorpční kapacity ocelářenské strusky na čase (kontaktní době) – Pro Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] .....	41
Graf 7. – Závislosti koncentrace $\text{Zn}^{2+}$ a adsorpční kapacity ocelářenské strusky na čase (kontaktní době) – Pro Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ] .....	41
Graf 8. – Závislost $\text{Log}(q_e - q_t)$ na $t$ [min] – Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] ..	42
Graf 9. – Závislost $\text{Log}(q_e - q_t)$ na $t$ [min] – Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] ..	42
Graf 10. – Závislost $\text{Log}(q_e - q_t)$ na $t$ [min] – Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ] ..	43
Graf 11. – Závislost $t/q_t$ na $t$ [h] – Pro Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] .....	44
Graf 12. – Závislost $t/q_t$ na $t$ [h] – Pro Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] .....	44
Graf 13. – Závislost $t/q_t$ na $t$ [h] – Pro Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ] .....	45
Graf 14. – Závislost $q_t$ na $t_{0,5}$ – Pro Cu [ $c(\text{Cu}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] .....	46
Graf 15. – Závislost $q_t$ na $t_{0,5}$ – Pro Ni [ $c(\text{Ni}^{2+}) = 500 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 0,1 \text{ g}$ ] .....	46
Graf 16. – Závislost $q_t$ na $t_{0,5}$ – Pro Zn [ $c(\text{Zn}^{2+}) = 200 \text{ mg.dm}^{-3}$ , $m(\text{struska}) = 1 \text{ g}$ ] .....	47
Graf 17. – Závislosti změny hmotnosti [%] a DTA na teplotě – původní vzorek strusky .....	49
Graf 18. – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků původní strusky a slepého stanovení .....	51
Graf 19. – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků (A), (B) .....	52
Graf 20. – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků (A), (C) .....	53
Graf 21. – Závislosti změny hmotností [%] na teplotě, se zobrazenými TG křivkami vzorků (A), (D) .....	54

## 10. Seznam zkratek

UF – ultrafiltrace

NF – nanofiltrace

RO – reverzní osmóza

PS – polystyren

DVB – divinylbenzen

BOFS – struska z kyslíkového konvertoru

EAFS – struska z elektrické obloukové pece

LFS – struska z pánvové pece

EAFS – C – struska z elektrické obloukové pece (z výroby surové oceli)

EAFS – S – struska z elektrické obloukové pece (z výroby nerezové oceli)

PAC – práškové aktivní uhlí

GAC – granulované aktivní uhlí

TSS – nerozpuštěné pevné látky

CHSK – chemická spotřeba kyslíku

BSK – biochemická spotřeba kyslíku

AAS – atomová adsorpční spektrometrie

TGA – termogravimetrická analýza

DSC – diferenciální skenovací kalorimetrie

DTA – diferenciální termická analýza

RTG – rentgen

XRF – rentgenová fluorescenční spektrometrie

XRD – rentgenová difrakce

Sl. vz. – slepý vzorek

OM1 – odpadní místo 1

OM2 – odpadní místo 2

ČOV – čistička odpadních vod